

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

ยางพาราจัดเป็นพืชเศรษฐกิจที่สำคัญอีกชนิดหนึ่งของหลายประเทศในทวีปเอเชีย ได้แก่ ไทย อินโดนีเซีย มาเลเซีย อินเดี๋ย จีน เวียดนาม ศรีลังกา และฟิลิปปินส์ เป็นต้น ซึ่งประเทศเหล่านี้มีสภาพภูมิอากาศแบบร้อนชื้นเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของยางพารา โดยประเทศไทยมีพื้นที่เพาะปลูกเป็นอันดับ 2 ของทวีป แต่มีปริมาณการส่งออกยางพารามากเป็นอันดับหนึ่งของโลก ซึ่งในปี 2549 ไทยส่งออกสูงถึง 3,056,770 ตัน คิดเป็นมูลค่าสูงถึง 205,361.45 ล้านบาท โดยผลผลิตเพื่อการส่งออกส่วนใหญ่มาจากภาคใต้ร้อยละ 88 และอีกร้อยละ 12 มาจากภาคอื่นๆ (สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2550) ปัจจุบันอุตสาหกรรมยางพารากำลังได้รับความสนใจจากกลุ่มนักลงทุนเป็นอย่างมาก เพราะสร้างรายได้และให้ผลกำไรสูง เนื่องจากตลาดมีความต้องการในการใช้เครื่องอุปโภคที่แปรรูปจากยางพาราสูง เช่น ถุงมือยาง ยางรถยนต์ รองเท้า ของเล่นเด็ก ยางหุ้มสายไฟ เป็นต้น จึงทำให้อุตสาหกรรมแปรรูปยางพาราขยายตัวอย่างต่อเนื่อง โดยเฉพาะอย่างยิ่งอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นที่เพิ่มจำนวนเรื่อยมาจนถึงปัจจุบัน เพราะเป็นอุตสาหกรรมแปรรูปน้ำยางสดเป็นน้ำยางชั้น ที่ใช้เป็นวัตถุดิบเริ่มต้นของอุตสาหกรรมแปรรูปผลิตภัณฑ์ยางเพื่อเป็นสินค้าอุปโภคต่อไป

โรงงานน้ำยางชั้นจัดเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษทั้งทางน้ำและทางอากาศที่สำคัญอีกแหล่งหนึ่งของภาคใต้ น้ำเสียที่เกิดขึ้นมีการปนเปื้อนมลสารต่างๆ มากมาย โดยเฉพาะอย่างยิ่งซัลเฟต (SO_4^{2-}) ซึ่งมาจากการใช้สารเคมีระหว่างขั้นตอนการจับตัวของเนื้อยาง คือ กรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) ทำให้น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากอุตสาหกรรมชนิดนี้มีสภาพความเป็นกรดสูง ถ้าหากมีการจัดการน้ำเสียที่ไม่มีประสิทธิภาพจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษต่างๆ ตามมา ซึ่งในปัจจุบันการจัดการน้ำเสียของโรงงานน้ำยางชั้นจะนิยมใช้วิธีการบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment) ซึ่งได้แก่ระบบบ่อหมักไร้อากาศ (Anaerobic Pond) ระบบบ่อฝิ่ง (Oxidation Pond) และแอกติเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge; AS) อย่างไรก็ตามระบบบ่อฝิ่งมักเป็นที่นิยมใช้เนื่องจากง่ายต่อการควบคุมดูแล มีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ แต่ต้องใช้พื้นที่ในการบำบัดมากและมีกลิ่นเหม็นน่ารังเกียจ เนื่องจากเป็นระบบเปิด (สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2545) การบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไร้อากาศแบบปิดน่าจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่จะนำมาใช้ในการจัดการปัญหาน้ำเสียได้ นอกจากนี้ยังใช้พลังงานในการเดินระบบน้อยกว่ากระบวนการบำบัดแบบใช้อากาศ ลดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นเพราะเป็นระบบปิด แต่ระบบนี้ยังมีข้อจำกัดในเรื่องอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ช้า ใช้ระยะเวลาการบำบัดนาน และหากระบบได้รับน้ำเสียที่มีปริมาณมากกว่าปกติอย่างกะทันหัน (Shock Load) ระบบเสียสมดุลได้ง่าย ปัจจุบันได้มีการ

น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกรรมวิธีกระบวนการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม มีปริมาณที่แตกต่างกัน โดยน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตน้ำยางข้นมีอัตราการเกิดน้ำเสีย 4.01 ลูกบาศก์เมตรต่อตันน้ำยางข้น (ลบ.ม./ตันน้ำยางข้น) ซึ่งน้อยกว่าน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตยางสกิมประมาณ 5 เท่า หรือเท่ากับ 20.08 ลบ.ม./ตันน้ำยางข้น ซึ่งรวมถึงน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ภายในโรงงาน ได้แก่ น้ำทิ้งจากการล้างพื้น การล้างเครื่องปั้น การล้างบ่อพัก การแยกเนื้อยาง รวมถึงน้ำล้างถัง และภาชนะบรรจุน้ำยาง (สมทิพย์ คำานธีรวินิชย์ และคณะ, 2545) โดยค่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม แสดงในตารางที่ 1-1

ตารางที่ 1-1 ลักษณะสมบัติทางเคมีของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น

ลักษณะสมบัติทางเคมี	น้ำเสียรวม	
	Range	$\bar{X} \pm SD$
pH	3.72-7.69	5.07±1.26
TCOD (mg/L)	4,760-12,177	8,217± 2,152
BOD ₅ (mg/L)	2,450-8,200	5,586±1,534
SS (mg/L)	350 -2,680	1,226±653
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	404 -2,262	1,198± 616
S ²⁻ (mg/L)	0 -8.1	2.55 ±5.64
H ₂ S (mg/L)	0-2.87	0.27±0.78

ที่มา : คัดแปลงจาก พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544

ปัญหาน้ำเสียที่เกิดจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นนั้น ก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซแอมโมเนีย (NH₃) กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile fatty acid ; VFA) ในรูปต่างๆ ที่เกิดจากการใช้สารเคมีแอมโมเนียเพื่อกดสภาพน้ำยางและกรดซัลฟิวริกเพื่อให้ยางจับตัวกันเป็นก้อน ซึ่งก๊าซดังกล่าวเมื่อระบายออกสู่ชั้นบรรยากาศส่งผลให้บริเวณข้างเคียงโรงงานได้รับกลิ่นเหม็นรบกวน ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจของสิ่งมีชีวิตด้วย ซึ่งวิธีการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบระบบปิดสามารถจัดการปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นดังกล่าวได้ กลไกของกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ มีดังนี้

1.2.2 การบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพไร้อากาศ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเป็นกระบวนการแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic) หรือไร้อากาศเป็นวิธีที่ไม่ต้องเติมออกซิเจนสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสาร อินทรีย์สูงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบใช้อากาศ ซึ่งจะใช้พลังงานไฟฟ้าในการเติมอากาศสูงจึงมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบสูงเช่นกัน การใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศไม่จำเป็นต้องเติมอากาศจึงสามารถลดค่าใช้จ่ายเรื่องพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในการเติมอากาศได้ และยังมีปริมาณสลัดจ์ส่วนเกินต่ำเนื่องจากระบบบำบัดไร้อากาศมีอัตราการเกิดสลัดจ์น้อยกว่าเมื่อเทียบกับระบบเติมอากาศ 6-8 เท่า (Metcalf and Eddy, 2004) นอกจากนี้ยังได้ก๊าซมีเทนซึ่งเป็นผลพลอยได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถใช้เป็นพลังงานทดแทน ทำให้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศเป็นที่นิยมใช้ในการจัดการน้ำเสียกันอย่างแพร่หลาย

มันสิน ตันจุลเวศน์ (2542) กล่าวว่าสภาวะแวดล้อมแบบไร้ออกซิเจน หมายถึง สภาวะที่มีออกซิเจนละลายอยู่ในน้ำน้อย จนไม่เพียงพอต่อการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสภาวะเช่นนี้สารตัวสุดท้ายที่รับอิเล็กตรอนจะเป็นสารชนิดอื่นที่ไม่ใช่ออกซิเจน ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอินทรีย์กระบวนการนี้จะเรียกว่าเฟอร์เมนเตชัน (Fermentation) แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอนินทรีย์ (ที่ไม่ใช่ออกซิเจน) กระบวนการนี้จะเรียกว่าการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Respiration) ซึ่งการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศหรือไม่ใช้ออกซิเจนจะอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ 2 กลุ่ม คือ กลุ่มที่ไม่สร้างมีเทน (Non-Methanogenic Bacteria) และกลุ่มที่สร้างมีเทน (Methane Production Bacteria; MPB) ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบ่งตามปฏิกิริยาชีวเคมีได้เป็น 3 ขั้นตอน คือ กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation) และกระบวนการสร้างมีเทน (Methane Formation) ดังภาพประกอบ 1-2 และ 1-3 ตามลำดับ

ก) กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นตอนนี้เป็นกระบวนการย่อยสลายสารประกอบเชิงซ้อน (Complex Organic Compound) ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต ไขมัน ให้อยู่ในรูปสารประกอบอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลที่เล็กลง เช่น กรดไขมัน โมโนและไดแซคคาไรด์ กรดอะมิโนพิวรีน และไพริมิดีน ซึ่งเรียกปฏิกิริยานี้ว่า ไฮโดรไลซิส ซึ่งเกิดขึ้นภายนอกเซลล์จุลินทรีย์ที่มีการปล่อยเอนไซม์อะไมเลส โปรติเอส เซลลูเลส ไลเปส เป็นต้น ออกมาเพื่อไฮโดรไลซ์สารประกอบเชิงซ้อนที่มีความจำเพาะเจาะจงกับสารตั้งต้นโดยกลุ่ม Hydrolytic Bacteria (จุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทน) ซึ่งกระบวนการนี้เป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมดของระบบ แต่ขั้นนี้ก็ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบด้วยเช่นกัน

พัฒนาปรับปรุงเทคโนโลยีเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ซึ่งดังปฏิกรณ์ ไร้อากาศแบบแผ่นกั้น (Anaerobic Baffled Reactor; ABR) เป็นเทคโนโลยีที่พัฒนาดัดแปลงจากการทำงานของระบบบำบัดไร้อากาศแบบไหลขึ้น (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB) โดยมีแผ่นกั้น (Baffled) แบ่งเป็นหน่วยย่อยภายในระบบสำหรับจัดทิศทางไหลของน้ำเสีย ทำให้เพิ่มความสามารถในการกักเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Yu and Anderson, 1996; Faisal and Unno, 2001) และมีประสิทธิภาพการทำงานดีกว่า UASB (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2545) จากการศึกษาของ Boonparthy (1998) พบว่าการบำบัดน้ำเสียมูลสุกรแบบไร้อากาศด้วย ABR ที่ระยะเวลาการกักเก็บ (HRT) 14 วัน มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) สูงถึงร้อยละ 78 นอกจากนี้ Langenhoff and Strucky (2000) ศึกษาบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ ABR โดยใช้ น้ำเสียหางน้านมที่เจือจางด้วยน้ำประปา เพื่อเปรียบเทียบการเดินระบบที่ควบคุมอุณหภูมิอุณหภูมิ 10, 20 และ 35 องศาเซลเซียส ที่ระยะเวลาการเก็บกัก (HRT) 10 ชั่วโมง (ชม.) พบว่า ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยมากกว่าร้อยละ 90 และในการบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นวิสกีด้วยระบบ ABR ที่ภาระบรรทุก (Organic Loading Rate; OLR) 0.99 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน) HRT 10 วัน มีประสิทธิภาพสูงถึงร้อยละ 86.6 (Akunna and Clark, 2000)

ดังที่กล่าวข้างต้นแล้วนั้นว่า น้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้นมีความเป็นกรดสูง ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะต่อการทำงานของจุลินทรีย์ อาจทำให้จุลินทรีย์หยุดเจริญเติบโตหรือถูกยับยั้งการทำงานได้ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องปรับค่าพีเอชของน้ำเสียให้มีค่าเป็นกลางก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด เพื่อเป็นการสร้างสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ นอกจากนี้ยังเป็นการลดสัดส่วนของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ละลายในน้ำ เป็นการลดปัญหาการเกิดกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้เช่นกัน (สมทิพย์ คำนธิ์รวิชัย และคณะ, 2545) อีกทั้งเป็นการเพิ่มความจุบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ให้กับระบบ (สุพัตรา เกลียวพงศ์, 2540) การปรับค่าพีเอชให้มีค่าสูงขึ้นสามารถทำได้โดยการเติมสารเคมีที่มีคุณสมบัติเป็นด่างให้กับระบบ ทั้งนี้จากการศึกษาของกัลยา ศรีสุวรรณ และคณะ (2541) ได้ศึกษาผลต่อชนิดของด่างและระบบบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ของบ่อไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น โดยทำการปรับพีเอชน้ำเสียด้วยด่างชนิดต่างๆ ได้แก่ Na_2CO_3 , $NaOH$ และ $Ca(OH)_2$ ที่ระดับพีเอช 3 ระดับ คือ 7.2 7.6 และ 8.0 เติกระบบด้วยระบบจำลองดังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบเท (Batch) ที่ HRT 20 วัน พบว่า น้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ($NaOH$) ที่ค่าพีเอชเริ่มต้นเท่ากับ 7.6 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและบีโอดีสูงสุดถึงร้อยละ 87.68 และ 89.55 ตามลำดับ นอกจากนี้การสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle) เข้าสู่ระบบเป็นการเจือจางความเข้มข้นของน้ำเสีย และเพิ่มอัตราการกวนผสมระหว่างน้ำเสียกับจุลินทรีย์ ทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น และยังสามารถลดความเป็นพิษของน้ำเสียที่มีสารยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ (Kennedy and

Barriault, 2005) จากการศึกษาอัตราการสูบกลับน้ำทิ้งของ Setiadi *et al.* (1996) ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มแบบแผ่นกั้นไร้อากาศ พบว่า อัตราส่วนการสูบน้ำกลับทิ้ง เท่ากับ 25 OLR เท่ากับ 10.85 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (กก./ลบ.ม./วัน) สามารถกำจัดซีโอดี บีโอดี และไขมัน ได้สูงถึงร้อยละ 84.60 88.04 และ 72.73 ตามลำดับ อัตราการเกิดก๊าซมีเทนเท่ากับ 13.34 ลิตรต่อวัน (ล./วัน) และ Yu *et al.* (2002) ทำการศึกษาอัตราส่วนสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle Ratio ; R) เท่ากับ 0-6 ในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตถั่วเหลืองโดยใช้ถังกรองไร้อากาศ พบว่าที่ OLR เท่ากับ 0.0082 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ที่ R เท่ากับ 3 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุดอยู่ที่ร้อยละ 92.5 และที่ OLR เท่ากับ 0.0113 และ 0.0135 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ที่ R เท่ากับ 2 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุดอยู่ที่ร้อยละ 91.31 และ 88.1 ตามลำดับ

ในการวิจัยครั้งนี้จะเปรียบเทียบการปรับสภาพพีเอชของน้ำเสียระหว่างโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) และเถ้าไม้ยางพารา (Ash) เพื่อปรับสภาพน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดให้มีค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นด้วยระบบ ABR พร้อมทั้งศึกษาอัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle Ratio ; R) ที่เหมาะสม ทั้งนี้เพื่อเป็นแนวทางในการนำกากของเสียที่เกิดขึ้นจากอุตสาหกรรมแปรรูปยางพารามาใช้ประโยชน์ เพื่อการบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพต่อไป

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 ยางพารา

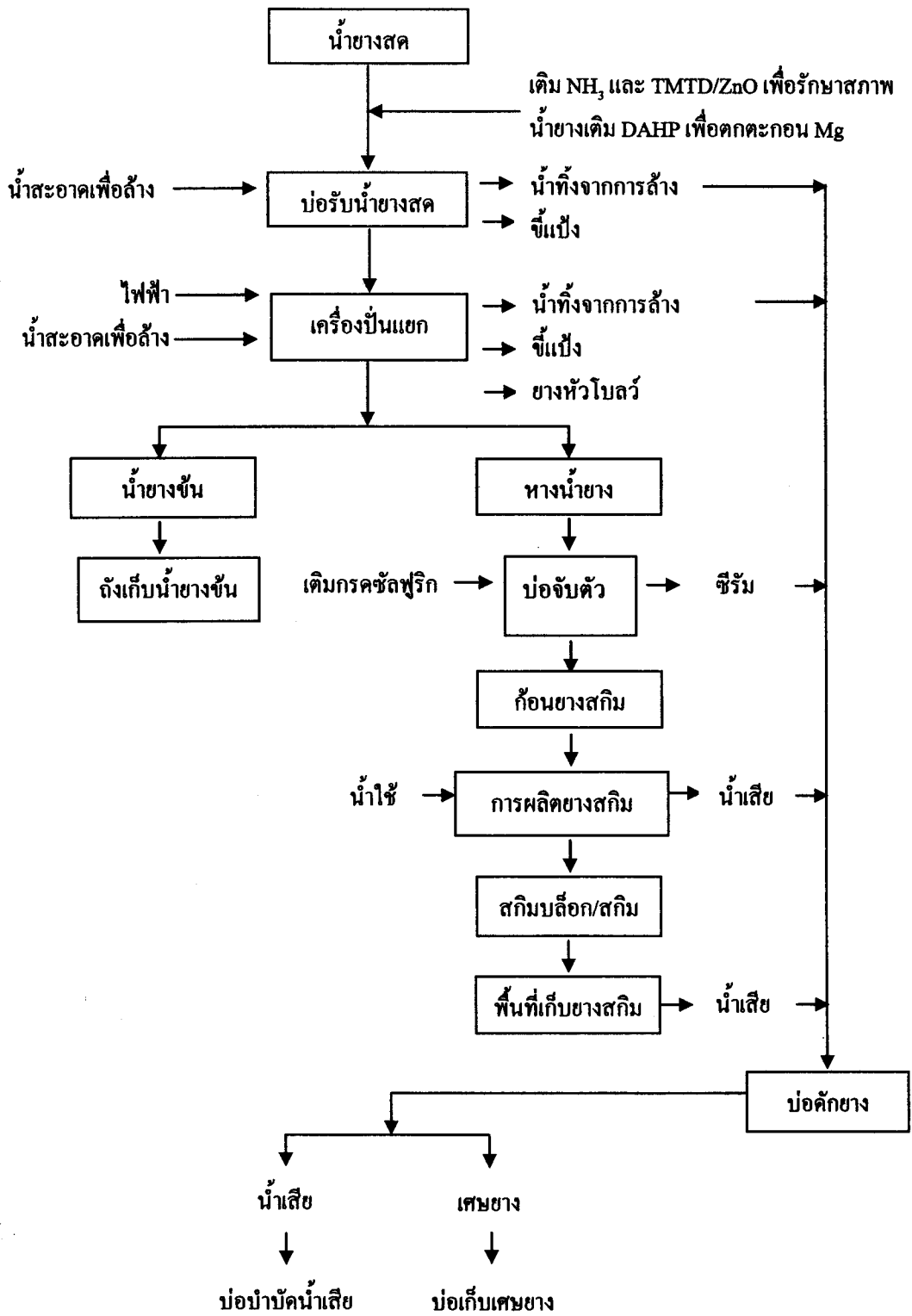
ยางพาราจัดเป็น ไม้ยืนต้นขนาดใหญ่ที่มีอายุยืนยาว เป็นพืชใบเลี้ยงคู่ ทรงต้นที่สมบูรณ์มักจะสูงชะลูด ใบมักจะรวมเป็นพุ่มที่ส่วนปลายของกิ่ง แต่ละก้านใบแยกออกเป็น 3 ใบ ในทางพฤกษศาสตร์ยางพาราอยู่ในวงศ์ยูฟอร์เบียซีอี (Family Euphorfiaceae) ในสกุลฮีเวีย (Hevea) โดยจะเจริญเติบโตได้ดีที่สภาพอากาศร้อนชื้นซึ่งเหมาะกับสภาพอากาศของประเทศไทย โดยเริ่มแรกเมื่อปี พ.ศ. 2442 พระยารัษฎานุประดิษฐ์มหิศรภักดีเป็นผู้นำต้นยางพาราเข้ามาปลูกที่อำเภอกันตัง จังหวัดตรัง เป็นครั้งแรกหลังจากนั้นท่านได้ส่งคนไปเรียนวิธีปลูกยางเพื่อมาสอนประชาชนที่อาศัยอยู่บริเวณนั้นและส่งเสริมให้ราษฎรปลูกทั่วไปจนปลูกเป็นสวนยางมากขึ้น และต่อมาได้มีการขยายพื้นที่ปลูกยางไปทั้ง 14 จังหวัดภาคใต้ หลังจากนั้นในปี พ.ศ. 2453 หลวงราชไมตรี ได้นำพันธุ์ยางไปปลูกและแพร่หลายในจังหวัดจันทบุรี ระยอง และตราด จนทำให้ปัจจุบันประเทศไทยมีพื้นที่ปลูกยางทั้งประเทศประมาณ 12.7 ล้านไร่ กระจายกันอยู่ในภาคใต้ ประมาณ 10.8 ล้านไร่ ภาคตะวันออก 1.6 ล้านไร่ และภาคตะวันออกเฉียงเหนือประมาณ 3 แสนไร่ (องค์การสวนยาง, 2549) ปัจจุบันยางพาราเป็นพืชเศรษฐกิจหลักที่สำคัญของประเทศโดยมีการส่งออกยางธรรมชาติมากที่สุดในโลกประมาณปีละ

3,056,770 ตัน (สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2550) โดยผลิตภัณฑ์ยางธรรมชาติที่มีการส่งออก ได้แก่ ยางแผ่นรมควัน ยางแท่งมาตรฐาน ยางสกิมเครพ ยางสกิมบล็อก และน้ำยางข้น เป็นต้น ทำให้เกิดโรงงานอุตสาหกรรมเพื่อการแปรรูปน้ำยางสดให้เป็นน้ำยางข้น เพื่อใช้เป็นวัตถุดิบของอุตสาหกรรมต่อเนื่องอื่นๆ เช่น อุตสาหกรรมแปรรูปถุงมือยาง ถุงยางอนามัย ยางรถยนต์ รองเท้ายาง ยางเส้น ยางยึดของเล่นเด็ก เป็นต้น

1.2.1.1 กรรมวิธีการผลิตน้ำยางข้น

กรรมวิธีการผลิตน้ำยางข้น ใช้วัตถุดิบที่ใช้ในการผลิต คือ น้ำยางสด ที่ได้จากการกรีดยางพารา มีลักษณะเป็นของเหลวข้นคล้ายน้ำมัน มีอนุภาคขนาด 0.05-0.5 ไมครอน โดยในน้ำยางสดมีปริมาณเนื้อยางแห้งประมาณร้อยละ 25-45 ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสายพันธุ์ อายุ ฤดูกาล และกรรมวิธีการกรีดยาง โดยทั่วไปแล้วน้ำยางสดประกอบด้วยสารที่เป็นเนื้อยางแห้งร้อยละ 33 ของแข็งทั้งหมดร้อยละ 36 โปรตีนและไขมันร้อยละ 1.0-1.2 คาร์โบไฮเดรตและเถ้าร้อยละ 1.0 และมีค่าความเป็นกรด-ด่าง อยู่ในช่วง 6.5-7.0 (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) เพื่อให้มีคุณภาพที่สม่ำเสมอและเหมาะสมต่อการแปรรูปเป็นผลิตภัณฑ์อื่นๆ ต่อไป การผลิตน้ำยางข้นจำเป็นต้องนำน้ำยางสดมาแปรรูปให้อยู่ในรูปของน้ำยางข้นที่มีปริมาณความเข้มข้นของเนื้อยางแห้งร้อยละ 60 (สมทิพย์ ค่านธีรวนิษฐ์ และคณะ, 2545)

กรรมวิธีการผลิตน้ำยางข้นเชิงการค้ามี 4 วิธี คือ วิธีการระเหยน้ำ (Evaporation) วิธีการทำให้เกิดครีม (Creaming) วิธีการแยกด้วยไฟฟ้า (Electrodecantation) และวิธีการปั่น (Centrifugation) สำหรับการผลิตน้ำยางข้น โดยวิธีการปั่นเป็นที่นิยมใช้ในทางอุตสาหกรรมมากที่สุด ซึ่งกรรมวิธีการปั่นน้ำยางข้นเริ่มจากกระบวนการรวบรวมน้ำยางสดที่ได้จากสวนยางพารา และข้อสำคัญที่ต้องคำนึงในการปฏิบัติ คือ การรักษาความสะอาด การใช้สารเคมีในการปรับสภาพน้ำยางอย่างถูกต้องและเพียงพอ โดยปกติจะใช้แอมโมเนียหรือแอมโมเนียร่วมกับสารช่วยชนิดอื่นเช่น Tetramethyl Thiuram Disulphide (TMTD) กับ Zinc Oxide (ZnO) และควรนำน้ำยางที่รวบรวมได้เข้ากระบวนการผลิตให้เร็วที่สุด ในทางปฏิบัติโรงงานจะปล่อยให้ น้ำยางตกตะกอนแมกนีเซียม โดยการเติม Diammonium Hydrogen Phosphate (DAHP) อย่างน้อยใช้เวลา 1 วัน หลังจากนั้นจึงไขน้ำยางออกจากถังเก็บสู่เครื่องปั่นน้ำยาง โดยเครื่องปั่นจะแยกน้ำยางสดเป็น 2 ส่วน คือ น้ำยางข้น และหางน้ำยาง (Skim Latex) ซึ่งยังคงมีปริมาณเนื้อยางอยู่บ้างไม่เกินร้อยละ 8 ซึ่งหางน้ำยางส่วนนี้ถูกนำไปผลิตเป็นยางสกิมต่อไป ซึ่งทำการปรับสภาพหางน้ำยางโดยการเติมกรดซัลฟิวริก (ภาพประกอบ 1-1) เพื่อให้เนื้อยางจับตัวแยกออก หลังจากนั้นทำการเก็บเนื้อยางและนำเนื้อยางที่ได้ทำการรีดเพื่อกำจัดน้ำออก ทำการอบแห้งซึ่งน้ำหนักแล้วอัดก้อน ซึ่งยางสกิมที่ผลิตได้ถือว่าเป็นผลพลอยได้จากการปั่นน้ำยางสดให้กลายเป็นน้ำยางข้น



ภาพประกอบ 1-1 กรรมวิธีการผลิตน้ำยางชั้นด้วยวิธีการปั่น
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2548

น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกรรมวิธีกระบวนการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม มีปริมาณที่แตกต่างกัน โดยน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตน้ำยางข้นมีอัตราการเกิดน้ำเสีย 4.01 ลูกบาศก์เมตรต่อตันน้ำยางข้น (ลบ.ม./ตันน้ำยางข้น) ซึ่งน้อยกว่าน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตยางสกิมประมาณ 5 เท่า หรือเท่ากับ 20.08 ลบ.ม./ตันน้ำยางข้น ซึ่งรวมถึงน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ภายในโรงงาน ได้แก่ น้ำทิ้งจากการล้างพื้น การล้างเครื่องปั้น การล้างบ่อพัก การแยกเนื้อยาง รวมถึงน้ำล้างถัง และภาชนะบรรจุน้ำยาง (สมทิพย์ คำานธีรวินิชย์ และคณะ, 2545) โดยค่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียจากการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม แสดงในตารางที่ 1-1

ตารางที่ 1-1 ลักษณะสมบัติทางเคมีของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น

ลักษณะสมบัติทางเคมี	น้ำเสียรวม	
	Range	$\bar{X} \pm SD$
pH	3.72-7.69	5.07±1.26
TCOD (mg/L)	4,760-12,177	8,217± 2,152
BOD ₅ (mg/L)	2,450-8,200	5,586±1,534
SS (mg/L)	350 -2,680	1,226±653
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	404 -2,262	1,198± 616
S ²⁻ (mg/L)	0 -8.1	2.55 ±5.64
H ₂ S (mg/L)	0-2.87	0.27±0.78

ที่มา : คัดแปลงจาก พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544

ปัญหาน้ำเสียที่เกิดจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นนั้น ก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซแอมโมเนีย (NH₃) กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile fatty acid ; VFA) ในรูปต่างๆ ที่เกิดจากการใช้สารเคมีแอมโมเนียเพื่อคงสภาพน้ำยางและกรดซัลฟิวริกเพื่อให้ยางจับตัวกันเป็นก้อน ซึ่งก๊าซดังกล่าวเมื่อระบายออกสู่ชั้นบรรยากาศส่งผลให้บริเวณข้างเคียงโรงงานได้รับกลิ่นเหม็นรบกวน ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจของสิ่งมีชีวิตด้วย ซึ่งวิธีการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบระบบปิดสามารถจัดการปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นดังกล่าวได้ กลไกของกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ มีดังนี้

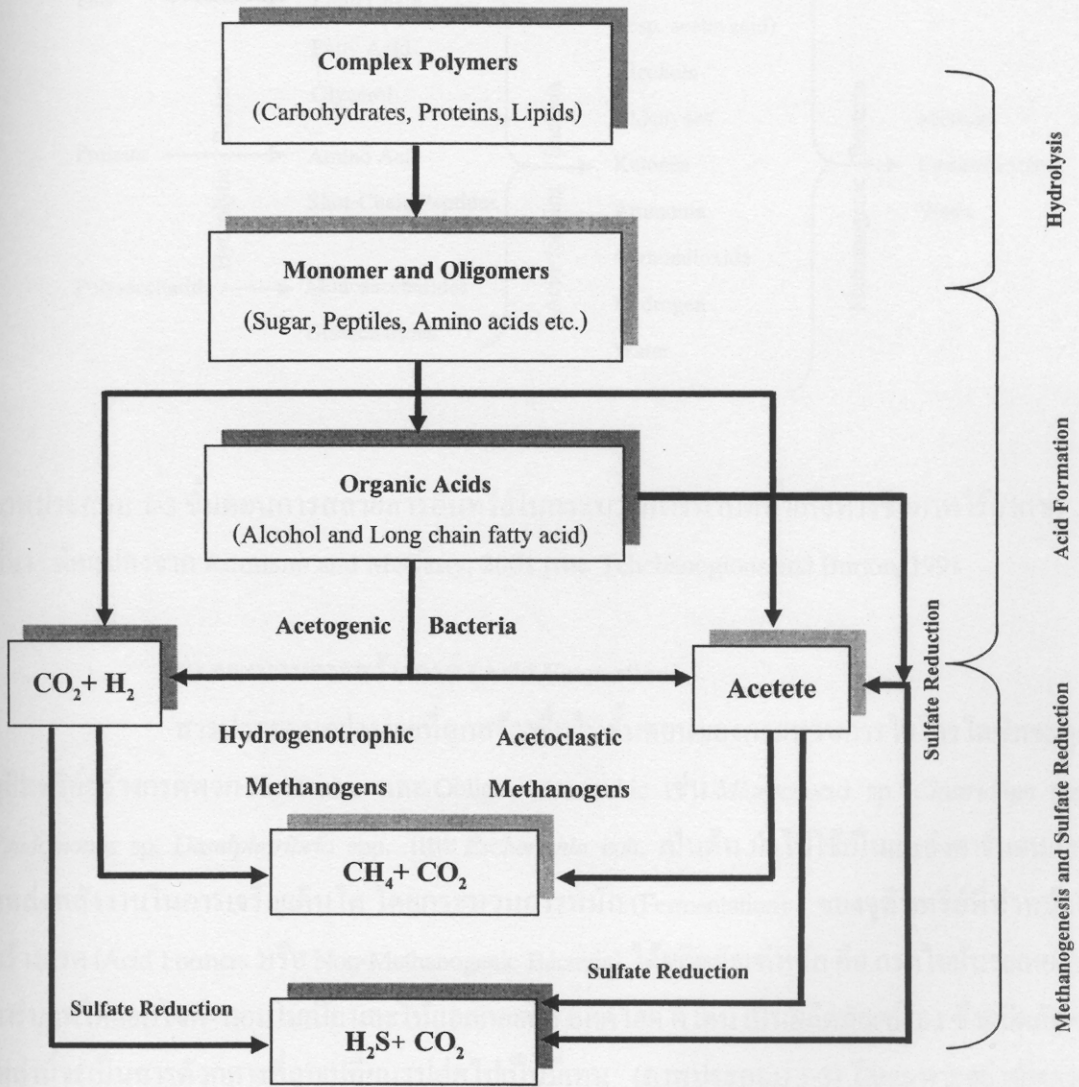
1.2.2 การบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพไร้อากาศ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเป็นกระบวนการแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic) หรือไร้อากาศเป็นวิธีที่ไม่ต้องเติมออกซิเจนสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสาร อินทรีย์สูงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบใช้อากาศ ซึ่งจะใช้พลังงานไฟฟ้าในการเติมอากาศสูงจึงมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบสูงเช่นกัน การใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศไม่จำเป็นต้องเติมอากาศจึงสามารถลดค่าใช้จ่ายเรื่องพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในการเติมอากาศได้ และยังมีปริมาณสลัดจ์ส่วนเกินต่ำเนื่องจากระบบบำบัดไร้อากาศมีอัตราการเกิดสลัดจ์น้อยกว่าเมื่อเทียบกับระบบเติมอากาศ 6-8 เท่า (Metcalf and Eddy, 2004) นอกจากนี้ยังได้ก๊าซมีเทนซึ่งเป็นผลพลอยได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถใช้เป็นพลังงานทดแทน ทำให้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศเป็นที่นิยมใช้ในการจัดการน้ำเสียกันอย่างแพร่หลาย

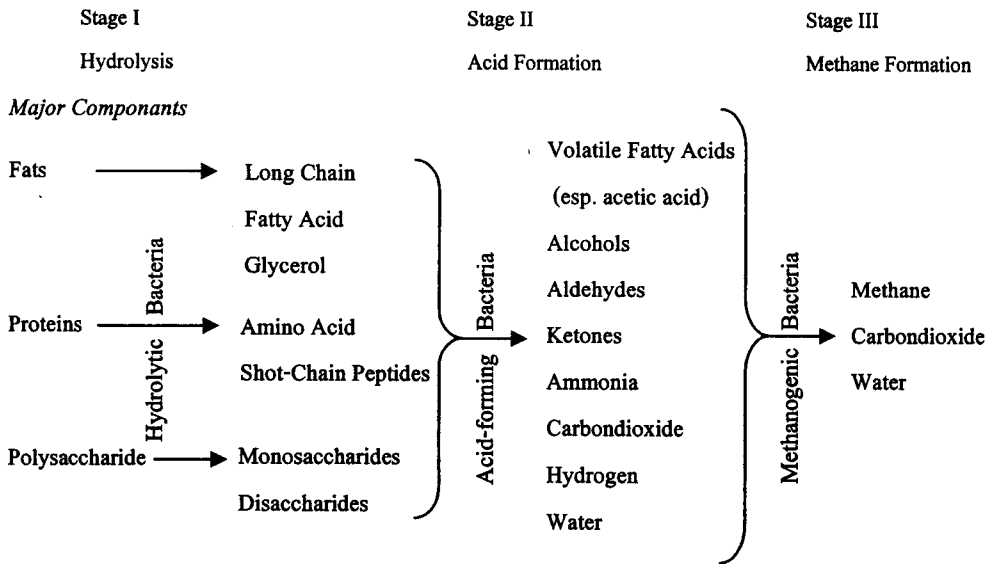
มันสิน ตันจุลเวศน์ (2542) กล่าวว่าสภาวะแวดล้อมแบบไร้ออกซิเจน หมายถึง สภาวะที่มีออกซิเจนละลายอยู่ในน้ำน้อย จนไม่เพียงพอต่อการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสภาวะเช่นนี้สารตัวสุดท้ายที่รับอิเล็กตรอนจะเป็นสารชนิดอื่นที่ไม่ใช่ออกซิเจน ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอินทรีย์กระบวนการนี้จะเรียกว่าเฟอร์เมนเตชัน (Fermentation) แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอนินทรีย์ (ที่ไม่ใช่ออกซิเจน) กระบวนการนี้จะเรียกว่าการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Respiration) ซึ่งการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศหรือไม่ใช้ออกซิเจนจะอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ 2 กลุ่ม คือ กลุ่มที่ไม่สร้างมีเทน (Non-Methanogenic Bacteria) และกลุ่มที่สร้างมีเทน (Methane Production Bacteria; MPB) ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบ่งตามปฏิกิริยาชีวเคมีได้เป็น 3 ขั้นตอน คือ กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation) และกระบวนการสร้างมีเทน (Methane Formation) ดังภาพประกอบ 1-2 และ 1-3 ตามลำดับ

ก) กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นตอนนี้เป็นกระบวนการย่อยสลายสารประกอบเชิงซ้อน (Complex Organic Compound) ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต ไขมัน ให้อยู่ในรูปสารประกอบอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลที่เล็กลง เช่น กรดไขมัน โมโนและไดแซคคาไรด์ กรดอะมิโนพิวรีน และไพริมิดีน ซึ่งเรียกปฏิกิริยานี้ว่า ไฮโดรไลซิส ซึ่งเกิดขึ้นภายนอกเซลล์จุลินทรีย์ที่มีการปล่อยเอนไซม์อะไมเลส โปรติเอส เซลลูเลส ไลเปส เป็นต้น ออกมาเพื่อไฮโดรไลซ์สารประกอบเชิงซ้อนที่มีความจำเพาะเจาะจงกับสารตั้งต้นโดยกลุ่ม Hydrolytic Bacteria (จุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทน) ซึ่งกระบวนการนี้เป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมดของระบบ แต่ขั้นนี้ก็ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบด้วยเช่นกัน



ภาพประกอบ 1-2 กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้อากาศ
ที่มา: ดัดแปลงจาก Boonapatcharoen, 2003 และ Speece, 1996



ภาพประกอบ 1-3 ขั้นตอนการสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไร้อากาศ
ที่มา : คัดแปลงจาก Rittmann and McCarty, 2001 และ Tchobanoglous and Burton, 1991

ข) กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation)

สารประกอบอย่างง่ายที่ถูกสร้างขึ้นในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิสจะถูกจุลินทรีย์สร้างกรดพวก Facultative และ Obligate Anaerobic เช่น *Micrococcus* sp. *Clostridium* spp. *Pseudomonas* sp. *Desulphoribrio* spp. และ *Escherichia coli*. เป็นต้น นำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานในการเจริญเติบโต โดยกระบวนการหมัก (Fermentation) ของจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่สร้างกรด (Acid Formers หรือ Non-Methanogenic Bacteria) ได้ผลิตภัณฑ์หลัก คือ กรดไขมันระเหยง่าย คาร์บอนไดออกไซด์ แอมโมเนีย และให้แอลกอฮอล์ อัลดีไฮด์ คีโตน เป็นผลิตภัณฑ์รอง ซึ่งผลิตภัณฑ์เหล่านี้จะเป็นสารตัวกลางที่ถูกเปลี่ยนรูปต่อไปเป็นมีเทน (ภาพประกอบ 1-3) โดยเฉพาะอย่างยิ่งกรดไขมันระเหยง่าย ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว ได้แก่ กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก บิวทิริก และแลคติก จะเป็นผลิตภัณฑ์หลักที่เปลี่ยนรูปไปเป็นมีเทนโดยกลุ่ม MPB ที่เกิดขึ้นในปฏิกิริยาแรกๆ ดังสมการที่ 12 และ 3



Ethanol

Acetic Acid



Propionic Acid

Acetic Acid Carbondioxide Hydrogen



Butyric Acid

Acetic Acid

นอกจากนี้จุลินทรีย์ที่สร้างกรดบางชนิดสามารถใช้ไฮโดรเจนไอออน (H^+) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้เกิดโมเลกุลของไฮโดรเจน (H_2) ขึ้น โดยไฮโดรเจนของโมเลกุลดังกล่าวจะถูกเปลี่ยนไปเป็นมีเทนหรือใช้เป็นสารอาหารของจุลินทรีย์กลุ่ม Sulfate Reducing Bacteria (SRB) ในการเกิดซัลเฟตรีดักชัน (Sulfate Reduction) (ภาพประกอบ 1-2) แต่ถ้าหากไม่มีการสร้างไฮโดรเจน หรือไฮโดรเจนถูกใช้หมดไปจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนทำให้เกิดปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปรีดิวซ์ตัวอื่นๆ เช่น กรดแลคติก เมทานอล เอทานอล โพรพานอล บิวทานอล เป็นต้น อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดหรือกลุ่มที่ไม่สร้างมีเทน มีความสามารถในการสร้างผลิตภัณฑ์หลักแตกต่างกัน จำแนกเป็นจุลินทรีย์ที่สร้างไฮโดรเจนสามารถสร้างกรดได้ และจุลินทรีย์ที่สร้างกรดไม่สามารถจะสร้างไฮโดรเจนได้ ซึ่งปฏิกิริยาสุดท้ายจากกระบวนการเมทาบอลิซึม (Metabolism) ของจุลินทรีย์จำพวกนี้คือ ไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ กรดอะซิติก และกรดฟอร์มิก โดยสามารถแบ่งกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดได้ออกเป็นเป็น 2 กลุ่มดังนี้

1) กลุ่มจุลินทรีย์ที่สร้างกรดอะซิติกเพียงอย่างเดียว (Homoacetogenic Bacteria) โดยจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะใช้ คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และแหล่งคาร์บอน และใช้ไฮโดรเจนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนคาร์บอนไดออกไซด์ไปเป็นกรดอะซิติก

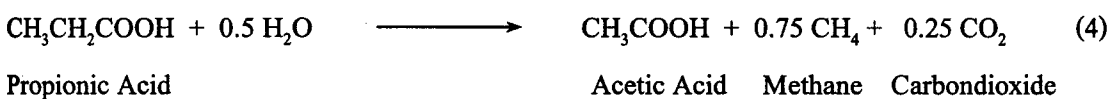
2) กลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรดอะซิติกที่ผลิตไฮโดรเจนได้ หรือเรียกกว่า H_2 -Producing Acetogenic Bacteria จุลินทรีย์กลุ่มนี้จะใช้ กรดไขมันระเหยง่าย ที่ไม่ใช่กรดอะซิติกหรือแอลกอฮอล์เป็นแหล่งอาหาร โดยจะสร้างกรดอะซิติกและไฮโดรเจนที่เป็นอาหารของ MPB ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มนี้มีบทบาทสำคัญ เพราะเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่เชื่อมการทำงานระหว่างจุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์กลุ่มนี้ไม่สามารถทำงานได้เพียงลำพัง เพราะจะทำให้เกิดการสะสมของไฮโดรเจนที่ผลิตออกมา ส่งผลให้จุลินทรีย์สร้างกรดอะซิติกหยุดการเจริญเติบโต ดังนั้นจึงต้องมีการกำจัดไฮโดรเจนก่อน จุลินทรีย์สร้างกรดอะซิติกจึงสามารถเจริญเติบโตต่อได้ ทำให้ MPB เข้ามามี

บทบาทเพราะ MPB สามารถใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งอาหารและพลังงาน ทำให้ปริมาณไฮโดรเจนในระบบลดน้อยลง โดยเรียกความสัมพันธ์นี้ว่า ซินโทรบิก (Syntrophic) (Tchobanoglous and Burton, 1991 ; มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2546ข)

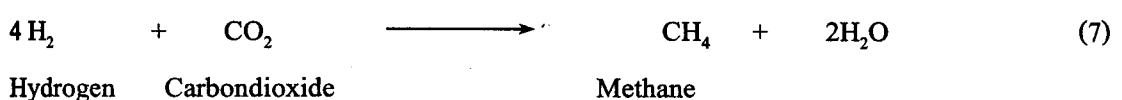
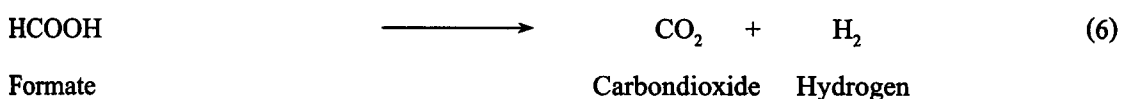
ค) กระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดไขมันระเหยง่ายที่เกิดจากขั้นตอนการผลิตกรด จะเป็นสารอาหารตั้งต้นของกลุ่มจุลินทรีย์ที่ต้องอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ (Obligate Anaerobic Bacteria) เรียกว่า กลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทนโดยวิธีการสร้าง มีเทนสามารถแบ่งได้ 2 วิธี (ภาพประกอบ 1-4) ดังนี้

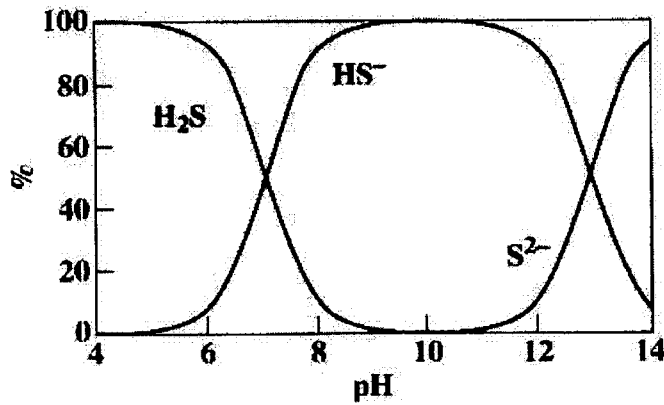
1) วิธีการสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก (Acetotrophic Methanogens) อาจเรียกว่า Acetoclastic Bacteria หรือ Acetate-Splitting Bacteria ต้องอาศัยจุลินทรีย์สองกลุ่มจากสองขั้นตอนคือ เปลี่ยนกรดไพรูวิกเป็นกรดอะซิติก และเปลี่ยนกรดอะซิติก ไปเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นวิธีหลักในการสร้าง มีเทนคือประมาณร้อยละ 72 ดังสมการที่ 4 และ 5 ตามลำดับ



2) วิธีการสร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน (Hydrogenotrophic Methanogenic หรือ Hydrogen-Utilizing Chemolithotrophs) มีหน้าที่เปลี่ยน คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนให้เป็นมีเทน โดยที่ฟอร์มทจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนแล้วถูกเปลี่ยนรูปต่อไปเป็นมีเทน ซึ่งเป็นวิธีรองของกระบวนการสร้างมีเทนคือประมาณร้อยละ 28 ของมีเทนที่ผลิตได้ทั้งระบบ ดังสมการที่ 6 และ 7 ตามลำดับ



จะเห็นว่าปฏิกิริยารีดักชันซัลเฟตจะได้ซัลไฟด์จากการรีดิวซ์ด้วย SRB ซึ่งซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอยู่ในรูปของซัลไฟด์ละลาย (Dissolved Sulfide) คือ อีออนซัลไฟด์ (S^{2-}) อีออนไบซัลไฟด์ (HS^-) และไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระ (Un-Ionized Hydrogen Sulfide; H_2S) โดยสัดส่วนของ ซัลไฟด์ละลายที่ละลายในน้ำขึ้นอยู่กับพีเอชในน้ำ โดย Sawyer *et al.* (2003) กล่าวว่าที่พีเอชของน้ำมากกว่า 8 ซัลไฟด์ละลายจะอยู่ในรูปอีออนไบซัลไฟด์ และอีออนซัลไฟด์ ส่วนไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระจะมีสัดส่วนที่ละลายอยู่ในน้ำน้อยมาก ดังนั้นที่พีเอชมากกว่า 9 จะไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมของไฮโดรเจนซัลไฟด์ แต่ถ้าหากพีเอชน้อยกว่า 9 สัดส่วนของไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระจะมีสัดส่วนเพิ่มมากขึ้น โดยที่พีเอชเท่ากับ 7 ไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระมีที่สัดส่วนละลายน้ำอยู่ร้อยละ 50 ซึ่งจะส่งผลให้เกิดปัญหาส่งกลิ่นเหม็นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 1-5



ภาพประกอบ 1-5 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชกับซัลไฟด์ละลาย (Dissolved Sulfide) ในน้ำ
ที่มา : Sawyer *et al.* 2003

ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบไม่ใช้ออกซิเจน จะขึ้นอยู่กับสารรับอิเล็กตรอนและประเภทของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งในกรณีที่น้ำเสียมีซัลเฟตอยู่สูงกลไกการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนโดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบจะเกิดขึ้น จากการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์สร้างกรด จุลินทรีย์สร้างอะซิเตต SRB และ MPB แต่จุลินทรีย์หลายกลุ่มดังกล่าวใช้สารอาหารชนิดเดียวกัน ในขณะที่จุลินทรีย์บางกลุ่มจะใช้ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งเป็นสารอาหาร ดังนั้นจึงเกิดการแข่งกันแย่งชิงสารอาหารกันระหว่างจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่อยู่ภายในระบบ (ภาพประกอบที่ 1-2) โดยสามารถอธิบายความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มได้ดังนี้

1) การแข่งขันระหว่างจุลินทรีย์กลุ่มสร้างอะซิเตทกับ SRB จุลินทรีย์กลุ่มสร้างอะซิเตทจะทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์กลายเป็นอะซิเตทและไฮโดรเจนหลังจากนั้นจะถูก SRB และ MPB ย่อยสลายต่อ หรือ SRB ใช้อะซิเตทเป็นอาหารโดยตรง ถ้าหากเกิดปฏิกิริยาสมบูรณจะได้คาร์บอนไดออกไซด์และซัลไฟด์ แต่ถ้าหากเกิดปฏิกิริยาไม่สมบูรณจะได้อะซิเตทและซัลไฟด์โดยอะซิเตทที่เกิดขึ้นจะถูกใช้ต่อโดย SRB ที่สามารถใช้อะซิเตทและ MPB ต่อไป

2) การแข่งขันระหว่าง SRB และ MPB ในการแย่งใช้ไฮโดรเจน ซึ่งไฮโดรเจนในระบบไร้อากาศถือว่าเป็นสารตัวกลางที่สำคัญอีกตัวหนึ่ง เนื่องจากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ซีโอดีทั้งหมดจะถูกย่อยสลายผ่านทางไฮโดรเจนประมาณร้อยละ 20-30 ซึ่งทั้ง SRB และ MPB ต่างก็ใช้เป็นอาหารส่งผลให้จุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มนี้แย่งชิงสารอาหารกัน

3) การแข่งขันระหว่าง SRB และ MPB ในการแย่งชิงการใช้อะซิเตท โดยอะซิเตทจัดเป็นสารตัวกลางที่สำคัญในระบบไร้อากาศมากที่สุดเนื่องจากซีโอดีทั้งหมดที่ถูกย่อยสลายในระบบประมาณร้อยละ 70 ถูกกำจัดไปเป็นอะซิเตท ซึ่งกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตแบบไร้อากาศ SRB และ MPB ทำให้เกิดการแย่งชิงการใช้อะซิเตทที่มีอยู่ในระบบ อย่างไรก็ตามปัจจัยที่เป็นตัวกำหนดอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ปนเปื้อนซัลเฟตคืออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต

- อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตสูง ในกรณีที่ความเข้มข้นของซัลเฟตมีอยู่ในน้ำเสียปริมาณน้อยจะเป็นตัวจำกัดของการเจริญเติบโตของ SRB ในระบบ ทำให้ SRB ที่ใช้ไฮโดรเจนแย่งใช้ซัลเฟตเป็นเหตุให้ SRB ที่ออกซิไดซ์กรดอินทรีย์โดยตรงไม่อาจแข่งขันกับจุลินทรีย์สร้างอะซิเตทได้ การย่อยสลายสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จึงเกิดขึ้นผ่านการทำงานร่วมกันกับจุลินทรีย์สร้างกรด จุลินทรีย์สร้างอะซิเตทและแบคทีเรียสร้างมีเทน ได้ผลิตภัณฑ์หลักเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่เกิดการกำจัดซัลเฟตและเกิดมีเทนควบคู่กันจะมีค่ามากกว่า 0.67 (Lens *et al.*, 1998) แต่ถ้าหากอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตสูงกว่า 10 จะส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม MPB ได้ (O'Flaherty *et al.*, 1998 ; Percheron *et al.*, 1997)

- อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่ำ เป็นกรณีที่น้ำเสียมีความเข้มข้นซัลเฟตอยู่สูง SRB แต่ละกลุ่มไม่ต้องแย่งใช้ซัลเฟตกันเอง จึงทำให้ซัลเฟตถูกย่อยสลายโดย SRB อย่างไรก็ตาม SRB ชนิดย่อยสลายไม่สมบูรณมีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่า ดังนั้นการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงน่าจะเกิดจากกลุ่ม SRB ชนิดย่อยสลายไม่สมบูรณ และ SRB ที่ใช้อะซิเตท ซึ่งจะได้คาร์บอนไดออกไซด์ และซัลไฟด์เป็นผลิตภัณฑ์หลัก

ซึ่งถ้าหากน้ำเสียมีปริมาณซัลเฟตสูงจะมีโอกาสเกิดการหายใจแบบใช้ซัลเฟต (กัลยา ศรีสุวรรณ, 2540) และถ้ามีซัลไฟด์ในระบบมากกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร (มก./ล.) จะทำให้

เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ความสกปรกของน้ำเสียจึงลดลงตามลำดับ (Barber and Stuckey, 1999) อีกทั้งสามารถช่วยลดการสูญเสียเซลล์จุลินทรีย์ ทำให้เกิดการสะสมมวลจุลินทรีย์ในระบบเป็นจำนวนมาก และช่วยป้องกันปัญหาของแข็งลอยขึ้นหรือไขมันลอยขึ้นได้ดี (Energy for Environment, 2548) ซึ่งเป็นระบบที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลายและน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยเล็กๆ นอกจากนี้ยังเป็นระบบที่จัดการไหลของน้ำเสียขึ้นลงทำให้สามารถมีความเร็วได้สูงถึง 0.2-0.4 ม./ชม. คิดเป็นความเร็วการไหลของน้ำเสียมากกว่าระบบที่บำบัดน้ำเสียแบบไหลขึ้น (Upflow) ถึง 2 เท่า (ธีระ เกรอต, 2539) ดังนั้นระบบ ABR น่าจะมีประสิทธิภาพดีกว่า UASB เพราะว่ามี การบำบัดหลายขั้นตอน อีกทั้งยังสามารถดักและควบคุมกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบได้และสามารถรับปริมาณการช็อก (Shock) ได้ดีกว่าระบบ UASB โดยระบบ ABR มีรูปร่างเป็นถังสี่เหลี่ยมผืนผ้าหรือสี่เหลี่ยมจัตุรัส ซึ่งมีหลายรูปแบบ ดังภาพประกอบ 1-6

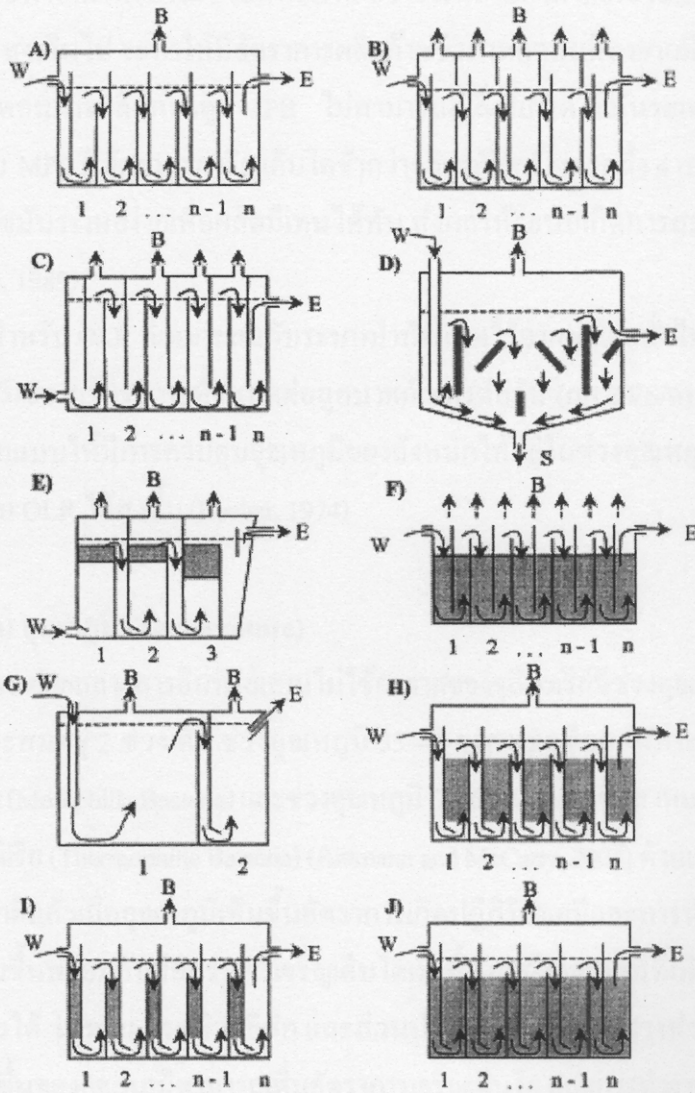
1.2.2.1 สภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบ ABR

การบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศนั้น สภาพแวดล้อมภายในเป็นปัจจัยที่สำคัญที่สนับสนุนการทำงานของจุลินทรีย์เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาชีวเคมีในขั้นตอนการผลิตกรดและผลิตมีเทน ทั้งนี้สภาพแวดล้อมภายในระบบต้องมีความเหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ซึ่งจะส่งผลให้ปฏิกิริยาชีวเคมีดำเนินไปได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยสภาพแวดล้อมที่ส่งผลต่อการทำงานของระบบ ABR มีดังนี้

ก) ระยะเวลาเก็บกักหรือระยะเวลาพักขดศาสตร์ (Hydraulic Retention Time ; HRT)

เนื่องจาก HRT เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัด ซึ่งเป็นระยะเวลาที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ทั้งนี้การลดระยะเวลาเก็บกักลงจะทำให้ขนาดถังปฏิกรณ์ลดลง แต่ถ้าหากระยะเวลาเก็บกักต่ำเกินไป จะส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบบำบัดได้ อายุสัปดาห์หรืออายุตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบลดลง ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์ลดลง โดยการบำบัดที่ใช้ระยะเวลาเก็บกักสูงๆระบบจะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูง ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Faisal and Umno (2001) ที่ศึกษาการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยใช้ระบบ ABR ทำการทดลองที่ OLR เท่ากับ 0.0016-0.0053 กก.ซีโอไซด์/ลบ.ม./วัน เติมน้ำที่ HRT 3-10 วัน พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์เฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 77.3-95.3 โดยที่ HRT 10 วัน ระบบมีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด นอกจากนี้จากการศึกษาของ Baloch and Akunna (2003) ที่ศึกษาระยะ (Phase) ของการย่อยสลายแบบไร้อากาศโดยใช้ระบบ ABR เติมน้ำด้วยน้ำเสีย

สังเคราะห์ที่ OLR เท่ากับ 1-20 กก.ชีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT ที่ 5-0.25 วัน พบว่าที่ HRT 5 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีละลายน้ำ (FCOD) สูงถึงร้อยละ 98



ภาพประกอบที่ 1-6 รูปแบบของถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแผ่นกั้น

- หมายเหตุ : (A) Single Gas Headspace (B) Individual Gas Headspace (C) Vertical (D) Horizontal
 (E) Hybrid with Settling Zone (F) Open Top (G) Enlarged First Compartment
 (H-J) Various Packing Arrangements (H) Up-Comers (I) Down-Comers (J) Entire Reactor
 Key : W= Wastewater B= Biogas E =Effluent S =Solids

ที่มา : Barber and Stucky, 1999

ข) อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate ; OLR)

โดยทั่วไปการเดินระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่จะเลือกเดินระบบจนถึงค่า OLR

สูงสุดเท่าที่ระบบจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามถ้าหากเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศที่มี OLR สูงเกินไป จะทำให้มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงเนื่องจากมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนการผลิตกรดสูง MPB ไม่สามารถเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นมีเทนได้ทัน ประกอบกับ MPB มีอัตราการเจริญเติบโตช้ากว่าจุลินทรีย์สร้างกรดถึง 4 เท่า ทำให้ไม่สามารถเจริญและใช้กรดไขมันระเหยง่ายเพื่อผลิตมีเทนได้ทัน ส่งผลให้ระบบเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายได้ (Gray, 1989)

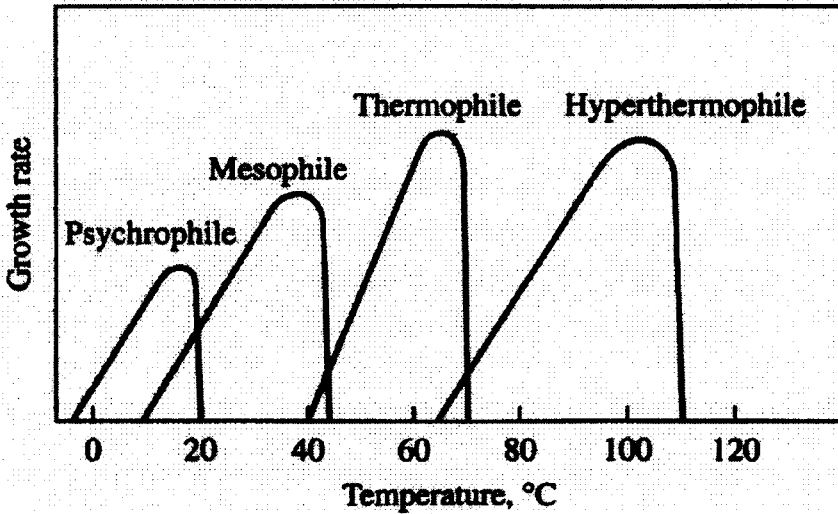
สำหรับ OLR ที่เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบไร้อากาศโดยทั่วไปควรมีค่าอยู่ในช่วง 0.64-1.12 กิโลกรัมของแข็งระเหยทั้งหมดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (กก.TVS/ลบ.ม./วัน) แต่ถ้าหากระบบบำบัดได้ออกแบบให้มีการควบคุมอุณหภูมิของถังหมักให้อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมจะทำให้ระบบสามารถรับ OLR ได้สูงขึ้น (Locher, 1974)

ค) อุณหภูมิ (Temperature)

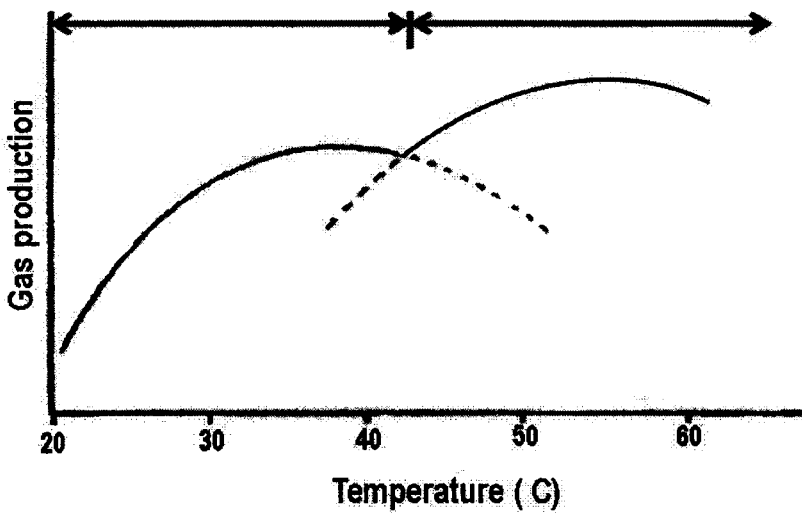
การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศของจุลินทรีย์มีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ ช่วงอุณหภูมิ 35-40 องศาเซลเซียส เหมาะแก่การทำงานของมีโซฟิลิกแบคทีเรีย (Mesophilic Bacteria) และช่วงอุณหภูมิ 55-65 องศาเซลเซียส เหมาะแก่การทำงานของเทอร์โมฟิลิกแบคทีเรีย (Thermophilic Bacteria) (Rittmann and McCarty, 2001) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 1-7 ซึ่งโดยปกติแล้วเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นอัตราการเกิดปฏิกิริยาเคมีและการทำงานของจุลินทรีย์ภายในเซลล์จะเพิ่มขึ้นพร้อมกับมีอัตราการเจริญเติบโตเร็วขึ้น แต่ถ้าอุณหภูมิที่เพิ่มสูงขึ้นกว่าที่เซลล์จุลินทรีย์จะทำงานได้ โปรตีน กรดนิวคลีอิก และส่วนประกอบของเซลล์บางส่วนอาจถูกทำลายได้ นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิสามารถเพิ่มอัตราการเจริญเติบโต และการทำงานของจุลินทรีย์ได้ที่อุณหภูมิหนึ่งเท่านั้น และถ้าหากอุณหภูมิสูงเกินไปการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลงอย่างรวดเร็ว

Gray (1989) ได้รายงานช่วงอุณหภูมิมีโซฟิลิกเป็นช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมกับประเทศเขตร้อน ทำให้สามารถประหยัดค่าใช้จ่ายและลดพลังงานในการควบคุมอุณหภูมิ เนื่องจากสามารถทำการเดินระบบได้ที่อุณหภูมิบรรยากาศได้ นอกจากนี้อุณหภูมิในถังหมักยังมีผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ในขั้นตอนย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolysis) น้อยมาก แต่ถ้าหากอุณหภูมิภายในถังปฏิกรณ์ลดต่ำกว่าอุณหภูมิช่วงมีโซฟิลิกประมาณ 2-3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อกิจกรรมของ

จุลินทรีย์กลุ่มผลิตภัณฑ์และ MPB เป็นอย่างมาก โดยอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจะลดลงเมื่ออุณหภูมิ
ลดลง ดังแสดงในภาพประกอบที่ 1-8



ภาพประกอบ 1-7 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการทำงานและเจริญเติบโตของจุลินทรีย์
ที่มา : Rittmann and McCarty, 2001



ภาพประกอบ 1-8 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ
ไร้อากาศ

ที่มา : Gray, 1989

จากการศึกษาของ ธนาวัฒน์ รักกมล (2549) ที่เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มด้วยระบบ Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR) ที่อุณหภูมิมีโซฟิลิก (35 องศาเซลเซียส) และเทอร์โมฟิลิก (55 องศาเซลเซียส) พบว่าที่ HRT 10 วัน อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกสามารถกำจัดชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำได้สูงกว่าอุณหภูมิมีโซฟิลิกอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 78.98 และ 84.19 ตามลำดับ เนื่องจากที่อุณหภูมิสูงจะเกิดอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ และเกิดกิจกรรมภายในเซลล์จุลินทรีย์สูง อย่างไรก็ตามจากการทดลองในช่วงอุณหภูมิมีโซฟิลิกสามารถบำบัดชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำอยู่ที่ร้อยละ 75.47 และ 82.07 ตามลำดับ ซึ่งต่างจากการศึกษาของ Langenhoff and Stuckey (2000) ที่ทำการศึกษาน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นชีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 500 มก./ล. ด้วยระบบบำบัด ABR ปริมาณการทำงานของระบบ 10 ลิตร (ล.) HRT 3.33 วัน ควบคุมอุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส สามารถกำจัดชีโอดีทั้งหมดได้มากกว่าร้อยละ 95 ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Akunna and Clark (2000) ที่ศึกษาน้ำเสียจากโรงกลั่นวีสกีด้วยระบบบำบัด ABR ปริมาตร 35 ล. ควบคุมอุณหภูมิที่มีโซฟิลิก (37 ± 0.5 องศาเซลเซียส) เคนระบบที่ OLR เท่ากับ 2.37 กก.ชีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 4 วัน สามารถกำจัดชีโอดีทั้งหมดและบีโอดีสูงถึงร้อยละ 92.25 และ 96.10 ตามลำดับ

ง) พีเอช (pH)

ค่าพีเอชของน้ำเสียในระบบบำบัดแบบไร้อากาศสามารถบ่งชี้ถึงสภาพภายในได้ ซึ่งพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 6.6-7.6 ถ้ามีค่าสูงหรือต่ำกว่านี้ประสิทธิภาพของระบบลดลง (Rittmann and McCarty, 2001) เนื่องจากที่พีเอชต่ำกว่า 6.6 จะทำให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าปกติ และจะเกิดกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์พร้อมทั้งฝ้าตะกอนลอยขึ้นมา แต่เมื่อพีเอชมีค่าสูงกว่า 7.6 จะส่งผลต่อ MPB ทำให้ทำงานเชิงซ้ำเกิดมีเทนน้อยลง หรือระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์หยุดทำงาน (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543) ซึ่งในการควบคุมพีเอชในการบำบัดน้ำเสียไร้อากาศโดยทั่วไปจะควบคุมให้อยู่ในช่วงพีเอชเป็นกลาง (6.6-8.0) เพื่อให้จุลินทรีย์ผลิตกรด และ MPB สามารถทำงานได้ดี และเพิ่มจำนวนเซลล์ได้อย่างอิสระโดยใช้แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) เป็นบัฟเฟอร์หลักในการควบคุมพีเอชของน้ำเสียในระบบไร้อากาศ (Grady *et al.*, 1999) นอกจากนี้ยังเป็นช่วงพีเอช 6.0-7.0 ที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชัน (Elke *et al.*, 1996) อย่างไรก็ตามถ้าหากน้ำเสียในระบบมีพีเอชค่าต่ำกว่า 6.2 จะเป็นอันตรายต่อ MPB ทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว เนื่องจากเกิดระบบเริ่มเสถียรสมดุลเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่าย ถ้ามีสภาพด่าง (Alkalinity) ไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชในระบบลดลง ซึ่งการควบคุมปริมาณกรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่มีสภาพเป็นกรดสามารถทำได้โดยเติม

ต่างให้แก่น้ำเสีย นอกจากนี้ยังเป็นการเพิ่มความจุบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ให้กับระบบ สามารถป้องกันการลดลงของพีเอชและรักษาเสถียรภาพของระบบได้ (สุพัตรา เกลียวพงศ์, 2540)

สำหรับกรรมวิธีการปรับพีเอชให้แก่น้ำเสียที่มีความเป็นกรดหรือด่างให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบ โดยส่วนใหญ่จะอาศัยวิธีการทำให้เป็นกลางทางเคมี (Chemical Neutralization) โดยน้ำเสียที่มีคุณสมบัติเป็นกรดจะใช้สารเคมีที่มีคุณสมบัติเป็นด่างปรับพีเอช น้ำเสียที่มีค่าพีเอชเป็นกลาง โดยด่างที่นิยมใช้ในการปรับพีเอชของน้ำเสียนั้นโดยทั่วไปจะเลือกใช้ โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) โซเดียมคาร์บอเนตหรือโซดาแอช (Na_2CO_3) แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) แอมโมเนีย (NH_3) และสารประกอบแคลเซียมออกไซด์ (CaO) ซึ่งตัวแปรที่สำคัญในการเลือกชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการปรับพีเอชขึ้นอยู่กับราคา อัตราการเกิดปฏิกิริยาวิธีการใช้งาน การเก็บรักษา และของเสียที่เกิดจากการใช้ด่าง และค่าใช้จ่ายการดำเนินการกำจัดของเสีย

1) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) หรือ โซดาไฟ โดยทั่วไปจะใช้การปรับพีเอชของน้ำเสียที่มีคุณสมบัติเป็นกรดให้เป็นกลาง เนื่องจากองค์ประกอบที่เป็นอันหนึ่งอันเดียว (Composition Uniformity) ง่ายต่อการเก็บรักษาและการใช้งาน (Feeding) มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็ว และสามารถละลายน้ำได้ดี (สุพัตรา เกลียวพงศ์, 2540) อีกทั้งสมดุลไอออนจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว คาร์บอนไดออกไซด์จะถูกดึงจากก๊าซเหนือน้ำเข้าไปทดแทนส่วนที่อยู่ในน้ำทำให้เกิดปฏิกิริยาไปกับด่างที่เติมลงไปเพื่อสร้างสภาพด่างไบคาร์บอเนตให้แก่น้ำเสียได้ (มันสิน ตัลจุลเวศน์ และมันรัช ตัลจุลเวศน์, 2545) กัลยา ศรีสุวรรณ และคณะ (2541) ได้ศึกษาผลของด่างชนิดต่างๆ ได้แก่ Na_2CO_3 , NaOH และ Ca(OH)_2 และระบบบัฟเฟอร์ต่อค่าพีเอชที่ระดับต่างๆ คือ 7.2 7.6 และ 8.0 ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นด้วยระบบจำลองถังหมักไร้อากาศแบบเท (Batch) เติมน้ำที่ HRT 20 วัน พบว่า น้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย NaOH ที่ค่าพีเอชเริ่มต้นเท่ากับ 7.6 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีทั้งหมดและบีไอดีสูงสุดถึงร้อยละ 87.68 และ 89.55 ตามลำดับ

2) เถ้าไม้ยางพารา (Ash) จัดเป็นกากของเสียที่เกิดขึ้นจากอุตสาหกรรมในพื้นที่ เนื่องจากมีการใช้ไม้ยางพาราเป็นเชื้อเพลิงสำหรับการให้พลังงานความร้อน เช่น การเผาไหม้สำหรับหม้อต้มไอน้ำ (Boiler) หรือการอบ/รมยาง เป็นต้น ซึ่ง Ash ที่เกิดขึ้นมีลักษณะเป็นฝุ่นผงละเอียด สีน้ำตาลคล้ายดิน (ภาพประกอบที่ 1-9) โดยมีแคลเซียมออกไซด์ (CaO) เป็นองค์ประกอบหลักสูงถึงร้อยละ 59.52 นอกจากนี้ ยงยุทธ โอสดสภา (2542) และ สถาบันส่งเสริมการสอนวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี (2550) ได้ให้คำนิยามศัพท์ CaO ว่าเป็นสารประกอบชนิดหนึ่งที่เกิดจากการเผาหินปูน (แคลเซียมคาร์บอเนต ; CaCO_3) ที่อุณหภูมิสูงกว่า 650 องศาเซลเซียส แยกตัวให้คาร์บอนไดออกไซด์

และ CaO ที่มีคุณสมบัติเป็นด่าง ดังนั้น CaO จึงน่าจะใช้เป็นวัสดุทดแทนสารเคมีสำหรับการปรับสภาพพีเอชของน้ำเสียให้มีค่าเป็นด่างเพิ่มขึ้นได้

นอกจากนี้ พนาลี ชีวภิคาการ และคณะ (2548) ได้ศึกษาทดสอบการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียโรงงานน้ำตาลขุ่นเบื้องต้น โดยเปรียบเทียบการใช้ถ้ำลอยเตาเผาขยะของจังหวัดภูเก็ต (Fly Ash) และปูนขาว พบว่า Ash มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับ Fly Ash และปูนขาว พบว่า มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีทั้งหมดได้เพียงร้อยละ 5 แต่เมื่อทำการปรับพีเอชน้ำเสียด้วยปูนขาวให้มีค่าเท่ากับ 12 พบว่า สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดขึ้นถึงร้อยละ 13 เทียบกับการใช้ Fly Ash และร้อยละ 15 เทียบกับการใช้ Ash



ภาพประกอบ 1-9 ถ้ำไม่ยางพารา

ตารางที่ 1-2 องค์ประกอบของถ้ำไม่ยางพารา

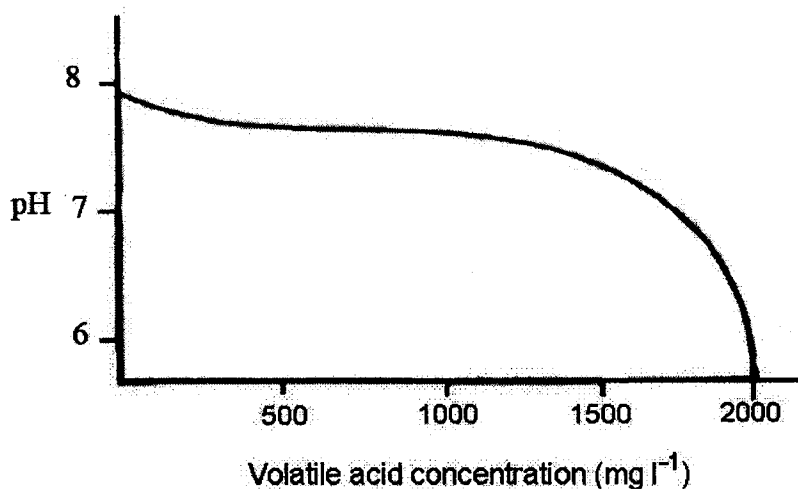
องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (%)
Na ₂ O	0.17
MgO	7.49
Al ₂ O ₃	1.27
SiO ₂	6.12
SO ₃	3.08
K ₂ O	11.66
CaO	59.52
Fe ₂ O ₃	5.20

ที่มา : พนาลี ชีวภิคาการ และคณะ, 2548

ข) ความเป็นพิษ (Toxicity)

สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมีอยู่หลายชนิด เช่น กรดไขมันระเหยง่าย แอมโมเนีย โลหะหนักต่างๆ และเกลืออินทรีย์ เป็นต้น โดยระดับความเป็นพิษขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารเหล่านั้น โดยสารที่เป็นพิษบางตัวเป็นสารอาหารที่จำเป็นส่งเสริมการทำงานและเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่ทั้งนี้ต้องมีปริมาณที่เหมาะสม ถ้าหากมีปริมาณสารดังกล่าวมากเกินไปจะกลายเป็นพิษต่อจุลินทรีย์โดยเฉพาะ MPB ได้ เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้มีความอ่อนไหวต่อสารพิษเมื่อเทียบกับจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายสารอินทรีย์และกลุ่มสร้างกรด ซึ่งถ้าหากในระบบมีสารพิษอยู่จะส่งผลให้ระบบล้มเหลว โดยสามารถจำแนกสารพิษที่ส่งผลต่อระบบบำบัดไร้อากาศได้ดังนี้

1) กรดไขมันระเหยง่าย เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ มีความจำป็นต่อ MPB เนื่องจาก MPB ใช้เป็นสารอาหารสำหรับการเจริญเติบโต โดยทั่วไประบบจะทำงานได้ดีที่กรดไขมันระเหยง่ายมีความเข้มข้นค่าประมาณ 50 มก./ล. แต่ถ้าหากระบบมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น 500-2,000 มิลลิกรัมต่อลิตรของกรดอะซิติก (มก./ล. ของ CH_3COOH) แสดงว่าระบบกำลังมีปัญหาเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่าย พีเอชในระบบลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อกรดไขมันระเหยง่ายมีค่ามากกว่า 1,500 มก./ล. ของ CH_3COOH หากมีความจุฟเฟอริไม่พอ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 1-10 (Gray, 1989) และถ้าพีเอชลดลงต่ำกว่า 6.2 จะเป็นพิษต่อ MPB ได้ ดังนั้นจำเป็นต้องมีการควบคุมอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นกรดไขมันระเหยง่ายให้สมดุลกับอัตราการเปลี่ยนไปเป็นมีเทน



ภาพประกอบ 1-10 ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายต่อพีเอชน้ำเสียในระบบถังหมักแบบไร้อากาศ

ที่มา : Gray, 1989

3) โลหะหนัก (Heavy Metals) ที่เป็นธาตุอาหารจำเป็นต่อจุลินทรีย์ในระบบไร้อากาศ มี 5 ชนิด คือ เหล็ก นิกเกิล โครเมียม แคลเซียม และสังกะสี แต่ต้องการในปริมาณต่ำมาก ซึ่งถ้าหากขาดธาตุที่ต้องการเหล่านี้ทำให้ระบบไม่สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ในขณะเดียวกันถ้ามีปริมาณโลหะหนักสูงเกินไปจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ ซึ่งสามารถเรียงลำดับความเป็นพิษของโลหะหนักที่ส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด คือ $Cu > Zn > Cr > Cd > Ni > Pb$ และกลุ่ม MPB คือ $Cd > Cu > Cr > Zn > Pb > Ni$ ซึ่งจากการทดลองในห้องปฏิบัติการ ความเข้มข้นของทองแดงและสังกะสีน้อยกว่า 10 มก./ล. จะส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดไร้อากาศได้ (Cheng *et al.*, 2007)

ข) จำนวนหน่วยย่อย (Compartments) ในระบบ ABR

โดยลักษณะ โครงสร้างของระบบ ABR (ดังภาพประกอบ 1-6) ประกอบด้วยแผ่นกั้นขวางหลายๆ แผ่นติดตั้งอยู่ภายในระบบทำให้สามารถแบ่งได้ออกเป็นหน่วยย่อยหลายๆ หน่วยย่อยซึ่งทำหน้าที่บังคับทิศทางการไหลของน้ำเสียให้สัมผัสกับชั้นตะกอนจุลินทรีย์ชั้นลงในสลับกันไปมาเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ความสกปรกของน้ำเสียจึงลดลงตามลำดับ (Barber and Stuckey, 1999) ซึ่งจำนวนของหน่วยย่อยจึงน่าจะเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบ ABR โดยจากการรายงานของ Boopathy (1997) ที่เปรียบเทียบจำนวนหน่วยย่อยของระบบ ABR ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกร พบว่า ระบบ ABR ที่มีจำนวนหน่วยย่อยมากที่สุดมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด แต่ทั้งนี้จะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ที่ควบคุมระบบบำบัดร่วมด้วย เช่น HRT OLR อุณหภูมิ พีเอช สภาพต่าง เป็นต้น ซึ่งประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียต่างๆ ของระบบ ABR ที่ประกอบด้วยจำนวนหน่วยย่อยต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 1-7

1.2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบ ABR

ระบบบำบัด ABR เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพการบำบัดสูง เนื่องจากการออกแบบให้สามารถบำบัดน้ำเสียได้หลายขั้นตอนในระบบเดียวกัน โดยมีข้อดีและข้อเสียดังแสดงในตารางที่ 1-4

ตารางที่ 1-4 ข้อดีข้อเสียของระบบบำบัด ABR

ข้อดีของระบบ ABR	ข้อเสียของระบบ ABR
1. ไม่ต้องใช้เครื่องจักรสำหรับกวนผสม ^{1,9}	1. ถ้าหากออกแบบระบบ ABR ไม่ดีพอ จะทำให้เกิดปัญหาในการเดินระบบ คือ ความเร็วของการไหลขึ้นของน้ำเสีย (Upflow Velocity) ¹
2. ออกแบบระบบง่าย ค่าดำเนินการก่อสร้างและค่าใช้จ่ายสำหรับการเดินระบบต่ำ ^{1,8,9}	2. หากเดินระบบที่อัตราการระบายสูงเกินไปอาจเกิดการหลุดออก (Wash Out) ของตะกอนจากระบบได้ และอาจกระตุ้นการเกิดช่องว่างระหว่างชั้นตะกอนกับแผ่นกัน (Dead Space) ¹
3. ลดการอุดตันภายในระบบ ¹	
4. การกักเก็บเม็ดตะกอนจะถูกคักและตกตะกอนอยู่ในแต่ละหน่วยย่อย (Compartments) ^{1,2,3}	
5. สามารถกักเก็บตะกอนภายในระบบ หรือป้องกันการหลุดออกของตะกอนได้ดี มีมวลเซลล์สะสมอยู่ในระบบสูง ^{1,3,7,8}	
6. HRT ในการบำบัดสั้น ^{1,10}	
7. มีพื้นที่ผิวของน้ำเสียมากทำให้จุลินทรีย์มีพื้นที่ตกตะกอนสูงกว่าระบบอื่น ^{1,2,9,10}	
8. มีระยะเวลาการกักเก็บตะกอนนานมีเสถียรภาพรับปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์ได้สูง ^{1,3,7}	
9. แบ่งแยกการบำบัดออกเป็น 2 ขั้นตอนได้อย่างชัดเจน คือ ขั้นตอนการผลิตกรดและมีเทน ^{3,4,5,6,8}	
10. มีการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบ ^{2,8}	
11. มีความต้านทานต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อมภายในระบบ เช่น พีเอช และ อุณหภูมิ ³	
12. มีช่องว่างสำหรับแยกก๊าซชีวภาพและน้ำเสียได้อย่างชัดเจน ¹	

ที่มา : ¹Barber and Stuckey, 1999; ²Nachaiyasit and Stuckey, 1997a and b; ³Langenhoff *et al.*, 2000; ⁴Uyanik, 2003; ⁵Sallis and Uyanik, 2003; ⁶Wang *et al.*, 2004; ⁷Bell and Buckley, 2003; ⁸Manariotis and Grigoropoulos, 2002; ⁹Faisal and Unno, 2001; ¹⁰Baloch and Akunna, 2003

1.2.5 การสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle)

การสูบกลับน้ำทิ้งเป็นการหมุนเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบ ส่งผลให้เกิดการเจือจางหรือลดความเข้มข้นของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง แต่เป็นการเพิ่มภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ อย่างไรก็ตามยังคงส่งผลให้ระบบสามารถอยู่ตัว เนื่องจากการสูบกลับน้ำทิ้งทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสยรวมเข้าสู่ระบบบำบัดคงที่ตลอดของการบำบัด ทำให้ระบบสามารถทำงานได้ต่อเนื่องเป็นเวลานาน (Intrachandra and Khamwilaisak, 2003 ; Barber and Stuckey, 1999) นอกจากนี้ Yu *et al.* (2002) รายงานว่า การเพิ่มอัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle Ratio; R) มากจนเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพการเกิดมีเทน และการกำจัดซีโอดีทั้งหมดลดลง (ตารางที่ 1-6) เนื่องจากมี R มากจนเกินไปจึงเกิดการเจือจางความเข้มข้นของน้ำเสียทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่มีอยู่ลดลงไม่เพียงพอและเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตและการทำงานของจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ โดยสามารถสรุปข้อได้เปรียบและเสียเปรียบของการสูบกลับน้ำทิ้งได้ดังแสดงในตารางที่ 1-5 และสามารถคำนวณอัตราการสูบกลับน้ำทิ้งได้ ดังนี้

$$\text{อัตราส่วนสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle ratio ; R)} = \frac{\text{Recycle Flow Rate (L/d)}}{\text{Influent Flow Rate (L/d)}} \quad (19)$$

ตารางที่ 1-5 ข้อได้เปรียบและข้อเสียเปรียบของการสูบกลับน้ำทิ้ง

ข้อดีของการสูบกลับน้ำทิ้ง	ข้อเสียของการสูบกลับน้ำทิ้ง
1. ลดความเข้มข้นหรือเจือจางความเข้มข้นของน้ำเสีย ^{1,2}	1. ทำให้เกิดการหลุดออกของตะกอนเพิ่มขึ้น ¹
2. สามารถรับ OLR ได้สูงกว่าที่เป็นไปได้ ¹	2. ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลง ^{1,2}
3. สารอินทรีย์ในน้ำเสียสามารถสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้ดี ^{1,2}	3. เกิดการแตกออกของกลุ่มจุลินทรีย์ (Bioflocs) ^{1,2}
4. ลดค่าความเป็นพิษของสารยับยั้งที่มีอยู่ในน้ำเสีย ^{1,2}	4. กระตุ้นการย่อย (Digestion) ในระยะเวลาหนึ่งๆ ¹
5. เพิ่มอัตราการกวนผสมระหว่างน้ำเสยกับตะกอนจุลินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น ^{1,2}	5. ส่งเสริมย่อยสลายแบบขึ้นตอนเดียว ¹
	6. เพิ่มภาระบรรทุกทางชลศาสตร์กระตุ้นการเกิดช่องว่างระหว่างจุลินทรีย์ (Increase Hydraulic Dead Space) ¹
	7. หลังจากสูบกลับน้ำทิ้งส่งผลให้พีเอชลดลงเนื่องจากเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงขึ้น ^{1,2}
	8. เพิ่มอัตราการกวนผสมระหว่างน้ำเสยกับตะกอนจุลินทรีย์อาจทำให้ตะกอนจุลินทรีย์แตกได้หากมีอัตราการสูบกลับน้ำทิ้งสูงเกินไป ^{1,2}

1: Barber and Stuckey, 1999 และ 2: Kennedy and Barriault, 2005

จากการรายงานของ Barber and Stuckey (1999) ที่ได้สรุปถึงประสิทธิภาพการเดินระบบบำบัด ABR ที่ R ต่างๆ พบว่าเมื่อ R เพิ่มขึ้นเกินช่วงหนึ่งไปจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด ลดลง โดยที่ R ต่ำ (เท่ากับ 1-3) ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดสูงสุด เพราะเป็น R ที่เหมาะสมต่อการบำบัดหรือเรียกว่า R_{max} แต่เมื่อ R เพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ประสิทธิภาพการบำบัดจะลดลงตามลำดับ อาจเป็นเพราะมีค่า R เกิน R_{max} (ตารางที่ 1-6) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yu *et al.* (2002) ที่สรุปผลการศึกษาว่าการเดินระบบที่ R มากกว่า R_{max} ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดต่ำกว่า R เท่ากับ 0 โดยจากการศึกษา R ต่างๆ ในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตถั่วเหลืองแปรรูปด้วยระบบถังกรองไร้อากาศที่ OLR 0.0013 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ที่ R เท่ากับ 0-6 พบว่า เมื่อเพิ่ม R จนถึง R_{max} คือ R เท่ากับ 3 สามารถกำจัดซีโอดีทั้งหมดได้สูงสุดถึงร้อยละ 87.80 แต่เมื่อเพิ่ม R มากกว่าค่า R_{max} ที่ R เท่ากับ 4-6 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดลดลงเหลือร้อยละ 81.80 ทั้งนี้มีค่าการการกำจัดซีโอดีทั้งหมดต่ำกว่า R เท่ากับ 0 ซึ่งมีค่าการกำจัดอยู่ที่ร้อยละ 85.00

ตารางที่ 1-6 การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบ ABR

Effluent Recycle ratio (R)	Reactor volume (l)	Influent COD (g/l)	OLR (kg/m ³ .d)	COD removal (%)	Reference
0	13	8	2.07	93	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)
1	10	4	4.94	97	Nachaiyasit and Stuckey, (1995)
2	10	4	5.18	96	Nachaiyasit and Stuckey, (1995)
3	13	8	3.42	91	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)
5	13	8	5.76	77	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)
6	13	8	6.83	75	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)
9.6	13	8	11.01	68	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)
13.8	13	8	17.62	60	Bachmann <i>et al.</i> , (1985)

ที่มา: ดัดแปลงจาก Barber and Stuckey, 1999

การสูบกลับน้ำทิ้งทำให้ปริมาณความเป็นพิษของสารที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียลดลง ซึ่งจากการศึกษาของ Zoutbert and Frankin (1996) ที่ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟอร์มาลดีไฮด์ด้วยระบบ EGSB ความเข้มข้นฟอร์มาลดีไฮด์ 5,000 มก./ล. HRT 1.25 วัน พบว่า การสูบกลับน้ำทิ้งที่ R เท่ากับ 29 ฟอร์มาลดีไฮด์ถูกเจือจางจนไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ EGSB นอกจากนี้ สุขัญญา

ทองเครือ และ ชวลิต รัตนธรรมสกุล (2549) ได้รายงานว่าการสูบลมกลับน้ำทิ้งจะทำให้สารอินทรีย์สัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างทั่วถึง ส่งผลให้มีการนำสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดท้ายกลับเข้าสู่ระบบและเกิดการย่อยสลายอีกครั้ง

2.1.6 การบำบัดน้ำเสียโดยระบบไร้อากาศ ABR และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศเป็นที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถจัดการน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ประหยัดพลังงานและได้มีเทนเป็นผลพลอยได้ มีการนำเสนองานวิจัยหลายเรื่องที่เกี่ยวข้องกับการจัดการน้ำเสียแบบไร้อากาศและระบบบำบัด ABR ดังแสดงในตารางที่ 1-7

ตารางที่ 1-7 การศึกษามำบัดน้ำเสียโดยวิธีการทางชีวภาพแบบไร้อากาศ ABR และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัย	ประสิทธิภาพ	อ้างอิง
บำบัดน้ำเสียโรงงานกลั่นนํ้าตาลด้วยระบบ ABR ขนาด 35 ล. จำนวน 10 หน่วยย่อย OLR 4.75 กก./ลบ.ม./วัน HRT 2 วันควบคุมอุณหภูมิที่ 37±0.5 องศาเซลเซียส	กำจัด TCOD BOD ₅ สูงถึงร้อยละ 80.0 และ 90.6 ตามลำดับ	Akunna and Clark (2000)
บำบัดน้ำเสียโดยใช้เทคนิคการเจือจางน้ำเสียให้มีความเข้มข้น TCOD เท่ากับ 500 มก./ล. โดยใช้ ABR ขนาด 10 ล. แบ่งเป็น 8 หน่วยย่อย HRT 3.33 วัน ควบคุมอุณหภูมิที่ 35 องศาเซลเซียส	กำจัด TCOD เหลือร้อยละ 95 และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 3 ล./วัน	Langenhoff and Strucky (2000)
บำบัดน้ำเสียจากสีฟอกย้อมด้วยระบบ ABR แบ่งเป็น 8 หน่วยย่อย ควบคุมอุณหภูมิที่ 35 องศาเซลเซียส OLR 4.8 กก./วัน	กำจัด TCOD FCOD และ บำบัดสี ได้สูงอยู่ที่ร้อยละ 95 90 และ 86 ตามลำดับ	Bell and Buckley (2003)
ดัดแปลงระบบบำบัด ABR ขนาด 10 ล. แบ่งเป็น 5 หน่วยย่อย บำบัดน้ำเสียโรงงานนํ้ามันปาล์มควบคุมสภาวะที่พีเอชเท่ากับ 7.2 OLR เท่ากับ 1.60 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน HRT 10 วัน	กำจัด TCOD สูงถึงร้อยละ 95.30 มีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนเท่ากับ 8.71 ล./วัน และมีอัตราการเกิดมีเทนต่อการกำจัด TCOD เท่ากับ 0.32 ล.มีเทน/ กก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด	Faisal and Unno (2001)

ตารางที่ 1-7 (ต่อ)

วิธีการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้ ABR ขนาด 10 ล. แบ่งเป็น 5 หน่วยย่อยโดยมีค่าเริ่มต้น OLR 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 6 ชั่วโมง	กำจัด FCOD เฉลี่ยร้อยละ 96 มีอัตราการเกิดมีเทนต่อการกำจัด TCOD อยู่ในช่วง 0.30-0.88 ล.มีเทน/ก. TCOD ที่ถูกกำจัด	Baloch and Akunna (2003)
ศึกษาอิทธิพลของอัตราส่วน COD/SO ₄ ²⁻ ในน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้ ABR ขนาด 10 ลิตร แบ่งเป็น 5 หน่วยย่อย ควบคุมอุณหภูมิที่ 35 องศาเซลเซียส OLR 3 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 1 วัน	ที่อัตราส่วน COD/SO ₄ ²⁻ เท่ากับ 6 สามารถกำจัด TCOD และ SO ₄ ²⁻ เฉลี่ยร้อยละ 86-97	Vossoughi et al. (2003)
บำบัดน้ำเสียมูลสุกรแบบไร้อากาศด้วย ABR ขนาด 15 ล.จำนวน 4 หน่วยย่อย OLR 4 ก.ของแข็งระเหย/ล./วัน HRT 14 วัน ควบคุมอุณหภูมิที่ 40 องศาเซลเซียส	กำจัด TCOD SS สูงถึงร้อยละ 75 และ 64 ตามลำดับ	Boonparthy (1998)
ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบบำบัดเชื่อมต่อ ABR (13.5 ล. 4 หน่วยย่อย) กับ UASB (3.325 ล.) ควบคุมอุณหภูมิ 37 องศาเซลเซียส เติมน้ำที่ OLR 12 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน	กำจัด TCOD ได้เฉลี่ยร้อยละ 80-90	Hutšan et al. (1999a)
การเปลี่ยนแปลง VFA ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบ ABR ขนาด 10 ลิตร แบ่งเป็น 5 หน่วยย่อย	ในแต่ละหน่วยย่อย VFA ที่เกิดขึ้นมีการเปลี่ยนแปลงในแต่ละหน่วยย่อย โดยในหน่วยย่อยที่ 2 มี VFA สูงสุดเมื่อเทียบกับหน่วยย่อยอื่น แต่มีเทนเกิดขึ้นจะเพิ่มขึ้นจากหน่วยย่อยที่ 1-5 ตามลำดับ	Wang et al. (2004)
บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น COD ต่ำโดยใช้ ABR ขนาด 14.7 ล. แบ่งเป็น 3 หน่วยย่อย เติมน้ำที่อุณหภูมิห้อง OLR 0.662 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน, HRT 12 ชั่วโมง	กำจัด TCOD SS สูงถึงเฉลี่ยร้อยละ 91.90 และ 92.2 ตามลำดับ มีอัตราการเกิดมีเทนต่อการกำจัด TCOD เท่ากับ 0.102 ล.มีเทน/ก. TCOD ที่ถูกกำจัด	Manariotios and Grigoropoulos (2002)
บำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตกระดาษด้วยระบบ ABR ขนาด 10 ล. แบ่งเป็น 3 หน่วยย่อย ควบคุม อุณหภูมิที่ 30 องศาเซลเซียส พีเอช 7.5 เติมน้ำที่ OLR เท่ากับ 0.8 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 2 วัน	กำจัด TCOD ได้ร้อยละ 68.10 มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 2.95 ล./วัน และมีองค์ประกอบมีเทนอยู่ร้อยละ 59.40	Grover et al. (1999)

ตารางที่ 1-7 (ต่อ)

วิธีการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
ศึกษาอิทธิพลของอุณหภูมิต่อการกำจัดซัลเฟตโดย Expanded Granular Sludge Blanket (EGSB)	SRB และ MPB จะ sensitive ต่อช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมาก ทำให้มีอัตราการผลิตมีเทนเกิดขึ้นช้า โดยอาจเกิดจากตะกอนที่นำมาใช้ในการทดลองมีปริมาณ SRB และ MPB น้อย	Smul <i>et al.</i> (1999)
ผลของการบำบัดน้ำเสียของเสียจากการบินโดยวิธีการสูบกลับน้ำทิ้งด้วยระบบบำบัด ABR ขนาด 7.7 ล. แบ่งเป็น 4 หน่วยย่อยควบคุมอุณหภูมิ 34±2 องศาเซลเซียส OLR 9.9 ก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน HRT 17 ชม.	R เท่ากับ 6:1 สามารถกำจัด TCOD เหลือร้อยละ 93	Kenned and Barriault (2005)
ผลอัตราการสูบกลับน้ำทิ้ง (R) ในการบำบัดน้ำเสียน้ำมันปาล์มโดยใช้ระบบ ABR ขนาด 5 ล.แบ่งเป็น 4 หน่วยย่อย ที่ OLR 10.85 ก./ล./วัน HRT 2.5 วัน	R เท่ากับ 25 สามารถกำจัด COD, BOD ₅ สูงถึงร้อยละ 84.60, 86.04 ตามลำดับ	Setiadi <i>et al.</i> (1996)
บำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบ EGSB ที่ OLR 1.73 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน, R เท่ากับ 11	สามารถกำจัด TCOD และ BOD ₅ ได้ร้อยละ 76.30 และ 76.60 ตามลำดับ	สุชัยฤกษ์ ทองศรี และ ชาลิต รัตนธรรมสกุล (2549)
บำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตถ้วยเคลือบและแปรรูปและการสูบกลับน้ำทิ้งโดยใช้ถังกรองไร้อากาศ (COD อยู่ในช่วง 7,520-11,450 มก./ล.) ที่ 3 OLR คือ 8.16, 11.3 และ 13.5 ก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน, 6 R (0-6) HRT 35 ชม.	ที่ OLR 0.008 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน R เท่ากับ 3 สามารถกำจัด TCOD สูงถึงร้อยละ 92.50 และที่ OLR 0.0011 และ 0.0013 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน ที่ R เท่ากับ 2 มีสามารถกำจัด TCOD เหลือได้สูงถึงร้อยละ 91.30 และ 88.10 ตามลำดับ	Yu <i>et al.</i> (2002)
การบำบัดโอเลอโทจกาน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบบำบัด EGSB (10 ล.) ควบคุมอุณหภูมิที่ 37 องศาเซลเซียส OLR 8 ก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน HRT 1 วัน, R เท่ากับ 1.4	กำจัด TCOD ได้ร้อยละ 68.80 มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 0.22 ล./ล./วัน และ มีองค์ประกอบมีเทนร้อยละ 70.20	Pereira <i>et al.</i> (2002)
ศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วน COD/SO ₄ ²⁻ เท่ากับ 9.28 ด้วยถังหมักแบบไร้อากาศขนาด 25 ล. ที่ความเข้มข้น TCOD และ SO ₄ ²⁻ เท่ากับ 12,000 และ 1,300 มก./ล. ตามลำดับ HRT 20 วัน	กำจัด COD และ SO ₄ ²⁻ ได้สูงถึงร้อยละ 86.25 และ 92.25	กัลยา ศรีสุวรรณ และคณะ (2548)

ตารางที่ 1-7 (ต่อ)

วิธีการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
การศึกษาการรีดักชันซัลเฟตภายใต้สภาวะเป็นกรด ที่ควบคุมอุณหภูมิสูง 55 องศาเซลเซียส โดยใช้ระบบ UASB	ในสภาวะกรดจุลินทรีย์จะใช้น้ำตาลซูโครส เป็นแหล่งคาร์บอนเปลี่ยนไปเป็น Lactose Alcohol และ VFA โดย VFA ที่เกิดขึ้นคือ propionate และ butyrate สามารถถูกเปลี่ยนไปเป็น H_2 โดยกลุ่ม SRB และ MPB ทั้งนี้ SRB สามารถใช้ H_2 ทำปฏิกิริยากับ SO_4^{2-} ได้เป็น H_2S , HS^- และ S^{2-} ทำให้ปริมาณ SO_4^{2-} ลดลง	Sipma <i>et al.</i> (1999)

1.3 วัตถุประสงค์

1.3.1 ศึกษาเปรียบเทียบการปรับพีเอชของน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นด้วย NaOH และ เถ้าไม้ยางพารา

1.3.2 ศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแผ่นกั้นสำหรับการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น

1.3.3 ศึกษาอัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นด้วยถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแผ่นกั้น

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ทราบถึงประสิทธิภาพ และปัจจัยบางปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบแผ่นกั้นในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น สามารถใช้เป็นข้อมูลเทคโนโลยีพื้นฐานที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเพื่อเป็นทางเลือกหนึ่งในการบำบัด และประยุกต์ใช้กับการบำบัดน้ำเสียโรงงานที่มีลักษณะความเข้มข้นของสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน โดยใช้เทคนิคการเจือจางความเข้มข้นของน้ำเสียซึ่งอาศัยหลักการการสูบกลับน้ำทิ้ง อีกทั้งยังทราบถึงความสามารถในการปรับสภาพพีเอชของน้ำเสียโดยใช้เถ้าไม้ยางพารา (Ash) เพื่อทดแทนการใช้สารเคมีในการปรับพีเอชได้ต่อไป

1.5 ขอบเขตการวิจัย

1.5.1 การวิจัยนี้ทำในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory Scale) โดยทำการสร้างระบบจำลอง ABR 2 ชุด ซึ่งการทดลองแบ่งออกเป็น 2 ระยะ คือ ระยะที่ 1 ศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดมลสารหลังจากการปรับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นด้วย NaOH (ABR-NaOH) และ Ash (ABR-Ash) ให้มีค่าพีเอช 7.6 ± 0.1 ควบคุมอุณหภูมิ 35 ± 1 องศาเซลเซียส เติมน้ำในระบบบำบัดที่ HRT ต่างๆ ภายใต้การควบคุมสภาวะการทำงานแบบเดียวกันทั้ง 2 ระบบ ส่วนระยะการทดลองที่ 2 ศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดมลสารของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นเมื่อมีการสูบลมกลับน้ำทิ้งที่ R ต่างๆ ทั้ง 2 ระบบ โดยน้ำเสียที่ใช้ทดลองทั้งหมดนำมาจาก บริษัท ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลา

1.5.2 วิเคราะห์ลักษณะน้ำเสียที่เข้าระบบและน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วในพารามิเตอร์ดังต่อไปนี้คือ พีเอช, อุณหภูมิ, Alkalinity, VFA, TCOD, FCOD, BOD₅, SS, SO₄²⁻, S²⁻ (ion), TKN และ NH₄⁺-N ตามวิธีการ APHA, AWWA and WEF (1998) และทำการวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นโดยการแทนที่น้ำ และองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ตลอดจนนำค่าผลการทดลองมาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดระหว่างชุดการทดลองที่ศึกษา

1.5.3. เปรียบเทียบค่าใช้จ่ายระหว่างการใช้ NaOH กับ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น